

Titel der Arbeit:

Untersuchungen zum Raumnutzungsverhalten und zur Nahrungsökologie ausgewählter Raubsäugerarten im brandenburgischen Vogelschutzgebiet „Mittlere Havelniederung“ mit besonderem Blick auf am Boden brütende Vogelarten

D I S S E R T A T I O N

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

eingereicht an der

Lebenswissenschaftlichen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin

von

M.Sc. Christian Tobias Fiderer

Präsidentin

der Humboldt-Universität zu Berlin

Prof. Dr. Ing. Dr. Sabine Kunst

Dekan der Lebenswissenschaftlichen Fakultät

der Humboldt-Universität zu Berlin

Prof. Dr. rer. nat. Bernhard Grimm

Gutachter/innen

1. Prof. Dr. Ulrich Zeller
2. PD Dr. sc. agr. Heide Hoffmann
3. Prof. Dr. Niko Balkenhol

Tag der mündlichen Prüfung: 25.06.2019

MEINEN ELTERN

Gefördert durch die

Zwillingberg-Tietz Stiftung



INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
TABELLENVERZEICHNIS	IX
FORMELVERZEICHNIS	X
GLOSSAR, ABKÜRZUNGEN UND SYMBOLE	XI
ZUSAMMENFASSUNG	1
SUMMARY	3
1. EINLEITUNG	5
1.1. Forschungskonzept, Zielstellung und Forschungsfragen	13
2. MATERIAL UND METHODEN	16
2.1. Untersuchungsgebiet	16
2.1.1. Geographische Situation und Definition	16
2.1.2. Naturräumliche Beschreibung	17
2.1.3. Klima und Witterung	21
2.1.4. Avifauna im Vogelschutzgebiet	22
2.2. Untersuchungen zum Raumnutzungsverhalten der Raubsäuger	23
2.2.1. Kamerafallenmonitoring	23
2.2.2. Lebendfang	25
2.2.3. Immobilisation und Untersuchung der gefangenen Raubsäuger	30
2.2.4. Telemetrische Datenaufnahme	34
2.2.4.1. Test der GPS-Sender	39
2.3. Habitatkartierung	41
2.4. Erfassung der Bodenbrüter	43
2.4.1. Vogelkartierung	45
2.4.2. Beobachtung der Schilfgürtel mittels Kamerafallen	46
2.5. Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Raubsäuger	47
2.5.1. Bestimmung der Säugetiere	50
2.6. Statistische Methoden und Datenauswertung	52
2.6.1. Monitoring mittels Kamerafallen	52
2.6.2. Berechnung der Aktionsräume	53
2.6.3. Definition der annualen und diurnalen Aktivitätszeiten	56
2.6.4. Habitatnutzung	57
2.6.5. Vogelkartierung und Räuber-Beute-Überlappung	59
2.6.6. Analyse der Losungsproben	60
2.6.6.1. Trophische Nischenbreite und Diversität	62

3. ERGEBNISSE	63
3.1. Raubsäugervorkommen im Vogelschutzgebiet	63
3.2. Raubsäugerfang	64
3.2.1. Fehlfänge	66
3.3. Versuchstiere und Datengrundlage der GPS-Telemetrie	67
3.4. Raumnutzungsverhalten der markierten Raubsäuger	71
3.4.1. Abwanderungsverhalten der Rotfüchse	72
3.4.2. Annuale und diurnale Aktivitätszeiten	73
3.4.3. Aktionsraumgrößen	77
3.4.4. Intraspezifische Konkurrenz	81
3.4.5. Bewegungsmuster und Habitatnutzung	83
3.4.6. Habitatnutzung	87
3.5. Erfassung der Bodenbrüter	95
3.5.1. Kamerafallen	95
3.5.2. Vogelkartierung	96
3.6. Räumliche Überschneidungen zwischen Raubsäufern und Bodenbrütern	98
3.7. Nahrungsökologie der Raubsäuger	106
3.7.1. Waschbär	106
3.7.2. Rotfuchs	111
3.7.3. Vergleich zwischen Waschbär und Rotfuchs	117
4. DISKUSSION	119
4.1. Untersuchungen zur Raumnutzung	119
4.1.1. Raubsäugervorkommen und Prädationspotential im VSG-MH	119
4.1.2. Raumnutzung von Waschbären und Rotfüchsen im VSG-MH	125
4.1.3. Habitatnutzung von Waschbären und Rotfüchsen im VSG-MH	130
4.1.4. Räumliche Prädator-Beute-Überlappung als Hinweis auf sublethale Einflüsse von Waschbären und Rotfüchsen	133
4.2. Untersuchungen zur Nahrungsökologie	136
4.2.1. Allgemeine Nahrungsökologie von Waschbären und Rotfüchsen	136
4.2.2. Spezifische Nahrungsökologie von Waschbären und Rotfüchsen	137
4.2.3. Prädation als direkter Einfluss von Waschbären und Rotfüchsen auf Bodenbrüter	144
4.3. Hauptprädatoren von Bodenbrütern im VSG-MH	149
4.4. Fazit und empfohlene Managementmaßnahmen für den Vogelschutz	151
5. LITERATUR	153
ANHANG	185
DANKSAGUNG	222
ERKLÄRUNG	224

Abbildungsverzeichnis

Bei allen Bildern ohne Quellenangabe liegt das Copyright beim Autor dieser Arbeit (Kamera: Sony α550). Karten wurden ausschließlich mit der Software ESRI ArcGIS 10.4 erstellt, Diagramme mit MS Excel 2010. Bilder und Grafiken wurden mit der Software GIMP 2.0 bearbeitet.

Abb. 1:	A: Entwicklung der Bestände ausgewählter Offenlandvögel in Europa von 1980 bis 2015 (eigene Grafik nach Daten von EBCC et al. 2018), B: Common Farmland Bird Indicator (eigene Grafik nach Daten von EBCC et al. 2018), C: Anzahl der in Deutschland gefährdeten Vogelarten (eigene Grafik nach Daten von Südbeck et al. 2007).	7
Abb. 2:	Reproduktion der Großstrappe (<i>Otis tarda</i>) im brandenburgischen VSG Havelländisches Luch innerhalb und außerhalb der Schutzzäune (1990-2011). (Datenquelle: LUGV 2012).....	10
Abb. 3:	A-C: Durchschnittliche Jagd- und Fallwildstrecke der Jagdjahre 12/13 bis 15/16 (Individuen pro 100 ha Jagdfläche des Landkreises). A: Waschbär, B: Marderhund, C: Mink (Grafik bearbeitet nach Greiser et al. 2018). D: Jagd- und Fallwildstrecken verschiedener Raubsäugerarten in Brandenburg (eigene Grafik nach Daten von MLUL 2018)	12
Abb. 4:	Räumliche Betrachtungsebenen des Forschungsdesigns (bearbeitet nach Encyclopedia Britannica, Inc.).....	13
Abb. 5:	Geographische Lage des Vogelschutzgebietes Mittlere Havelniederung in Brandenburg	16
Abb. 6:	Lage des Untersuchungsgebietes im VSG "Mittlere Havelniederung". (eigene Karte nach Daten von LUGV 2013 und dem vom Europäischen Fonds für regionale Entwicklung - Nr. MI 09-046 L / 80140147).....	19
Abb. 7:	Drohnenbilder des Untersuchungsgebietes: A: Oberer Beetzsee mit der Insel Buhnenwerder und der Ortschaft Lünow im Vordergrund. B: Oberer Beetzsee mit der Insel Buhnenwerder und dem Kuten links im Hintergrund. C: Der Ketzürer Streng als Verbindung zwischen dem zweiten und dritten Becken des Beetzsees. D: Der Kuten in Blickrichtung Süden. E: Die Ortschaft Gortz in Blickrichtung Norden. (Drohnenbilder: Gregor Rom)	20
Abb. 8:	Temperatur und Niederschlag während des Untersuchungszeitraums im Vergleich zum langjährigen Mittel der Wetterstation in Potsdam (Datengrundlage: DWD 2018 und der Wetterstation Linde , Klimadaten bildlich wiedergegeben).....	21
Abb. 9:	Die Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>) hat im VSG-MH ihr landesweit wichtigstes Vorkommen (Foto: Dr. Thomas Göttert).....	22
Abb. 10:	Haubentaucher (<i>Podiceps cristatus</i>) am Ufer des Beetzsees. Das gewässerreiche VSG-MH bietet Refugien für zahlreiche Wasservögel.	22
Abb. 11:	Wildkamera des Typs Moultrie M-990i	24
Abb. 12:	Schematische Darstellung einer scharf gestellten WEKA-Kastenfalle (eigene Grafik)	26
Abb. 13:	Eingesetzte Holzkastenfallen: A: WEKA-Holzkastenfalle mit geöffnetem Deckel, B: Auslösemechanismus mit Schlagfalle, C: Haarabzug in der Mitte der WEKA-Falle, D: Kastenfalle von Weisser, E: Selbstgebaute Kastenfalle, F: Selbstgebauter Vorbau für WEKA-Kastenfallen zur Simulationen eines Höhleneingangs	26
Abb. 14:	Standorte der Lebend- und Kamerafallen im Fanggebiet	28
Abb. 15:	Fallenmelder an einer WEKA-Kastenfalle	28
Abb. 16:	Rotfuchs vor dem Eingang einer Kastenfalle	28

Abb. 17: Ausgewählte Fallenstandorte: A bis C: Kastenfallen an einer Mauer am Waldrand, D: Getarnte Kastenfallen an einer Kirsche, E: Kastenfalle auf selbstgebaute Brücke über einen Entwässerungskanal, F: Kastenfalle im Schilfgürtel eines Entwässerungskanals, G: Mit Schilfmatten generierter Zwangswechsel im Schilfgürtel	29
Abb. 18: Untersuchte Körpermaße am Beispiel eines Rotfuchses	32
Abb. 19: Handling der Untersuchungstiere: A: An einer Raubsäugerfalle angebrachte Abfangfalle, B: Geöffnete Abfangfalle, C: Waschbär in der Abfangfalle, D: Messung des Körpergewichtes unter Verwendung einer digitalen Tierkörperwaage, E und F: Immobilisierung eines Waschbären (Fotos: Jonas Strobel), G: Immobilisierter Rotfuchs auf einer Trage aus PVC (Foto: Frederike Büttner), H: Immobilisierter Rotfuchs	33
Abb. 20: Aufbau eines GPS-Sendehalsbandes	34
Abb. 21: Grafische Darstellung der Lage eines Beschleunigungssensors (eigene Grafik, Bildquellen: © E-obs 2016)	36
Abb. 22: Aufbau einer 12-elementigen Yagi-Uda-Richtantenne	37
Abb. 23: Eingesetzte Antennen: A: GSM-Yagi-Uda-Antenne (806 - 960 MHz), B: e-obs Yagi-Uda-Antenne (300 - 1300 MHz), C und D: Selbstgebaute Yagi-Uda-Antenne (868-869 MHz).	38
Abb. 24: Mit Hilfe einer selbstgebastelten Dachhalterung konnte die Telemetrie auch vom Auto aus durchgeführt werden.	38
Abb. 25: Zur Ortung der Waschbären in den Schilfgürteln wurde ein Kajak verwendet.	38
Abb. 26: Genauigkeit von GPS-Signalen: A: Gute Präzision bei schlechter Richtigkeit, B: Schlechte Präzision bei guter Richtigkeit, C: Gute Präzision und gute Richtigkeit	39
Abb. 27: Test der GPS-Sender	39
Abb. 28: Abweichung der Präzision einzelner GPS-Sender vom Median aller Sender	40
Abb. 29: Geographische Lage der einzelnen GPS-Lokalisationen und des jeweiligen Medianmittelpunkts beim Sendertest	40
Abb. 30: Kartierungstransekte der Vogelkartierung	45
Abb. 31: Standorte der Kamerafallen an den Schilfgürteln des Oberen Beetzsees und des angrenzenden Strengs	46
Abb. 32: Verarbeitung der Lösungsproben: A: Frische Waschbärlosung im Laub, B: Tiefgefrorene Lösungsprobe nach der Lagerung bei -80°C, C: In Wasser aufgebrochener Nahrungsbrei, D: Ausgesiebte Nahrungsbestandteile	48
Abb. 33: A: Aufbau eines Säugetierhaares, B: Verschiedene Haartypen von Säugetieren. Die Haarspitze zeigt jeweils nach unten (bearbeitet nach © Teerink 2010).	50
Abb. 34: Unterschiedliche Haartypen und Oberflächenmuster der Cuticula am Beispiel von Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>) (A) und Wildschwein (B) unter 400-facher Vergrößerung (bearbeitet nach © Teerink 2010)	51
Abb. 35: Relativer Abundanz Index (RAI) für alle fotografierten Raubsäugerarten in verschiedenen Habitaten an und abseits der Raubsäugerfallen	63
Abb. 36: Baummarder (<i>Martes martes</i>)	64
Abb. 37: Junger Marderhund (<i>Nyctereutes procyonoides</i>)	64
Abb. 38: Relativer Abundanz Index (RAI) für alle an den Lebendfallen fotografierten Raubsäugerarten im Vergleich zu der Anzahl der Lebendfänge sowie die daraus resultierende Fangquote.	65
Abb. 39: Übersicht aller Raubsäugerfänge	65

Abb. 40: Bestätigte Fehlfänge nach Habitattyp	66
Abb. 41: Gefangene Tiere entkamen häufig aus den Holzfallen, indem sie Löcher in die Fallen nagten	66
Abb. 42: Die Raubsäugerfallen dienten Kleinsäufern häufig als Standorte für ihren Nahrungsvorrat.	66
Abb. 43: Geschlechterverhältnis und biologische Daten der sechs untersuchten Rotfüchse.	67
Abb. 44: Geschlechterverhältnis und biologische Daten der neun untersuchten Waschbären	67
Abb. 45: Kontrollzeiträume der sechs besenderten Rotfüchse und neun Waschbären sowie Verbleib der einzelnen Tiere.....	68
Abb. 46: Anteile der jeweils defekten und zu ungenau lokalisierten Datensätze bei einzelnen Füchsen und Waschbären	69
Abb. 47: A: Histogramm der Genauigkeiten aller GPS-Lokalisationen bei Rotfüchsen und Waschbären, B: Anzahl der GPS-Positionen in Abhängigkeit zu gewählten Obergrenze der Genauigkeit	70
Abb. 48: Übersicht über die Lage der Aktionsräume (A-LoCoH _{99%}), sowie das Abwanderungsverhalten der einzelnen Tiere.....	71
Abb. 49: Zurückgelegte Strecke des Rotfuchses Rf1 im Dezember 2015	72
Abb. 50: Auswertung der 3D-Aktivitätsdaten: Aktivität eines Rotfuchses und eines Waschbären im Jahresverlauf und in Relation zu Sonnenauf- und untergang. Die Grafiken wurden generiert mit der Software Firetail (©Schäuffelhut Berger GmbH)	73
Abb. 51: Die Beschleunigungsdaten zeigen eine deutliche Nachtaktivität sowohl bei Rotfuchs als auch bei Waschbär. Hier zu sehen sind die Aktivitätsdaten des Rotfuchses Rf2 und des Waschbären Wb2 vom 14 bis 18.09.2016.	74
Abb. 52: Distanzen (Median einzelner Tage) zwischen den einzelnen GPS-Positionen einzelner Waschbären (A) und Rotfüchse (B) in verschiedenen Monaten in Relation zu Sonnenaufgang, Sonnenuntergang und monatlicher Durchschnittstemperatur	75
Abb. 53: Zurückgelegte Tagesdistanzen (24h-Tag) aller Waschbären und Rotfüchsen im Jahresverlauf.....	76
Abb. 54: Aktionsraumgrößen der Waschbären (n=8) und Rotfüchse (n=5) im Jahresverlauf.....	79
Abb. 55: Monatliche Aktionsraumgrößen von n= 8 Waschbären	80
Abb. 56: Monatliche Aktionsraumgrößen von n= 5 Rotfüchsen	80
Abb. 57: Überlappung der Aktionsräume bei den 9 besenderten Waschbären	81
Abb. 58: Raumnutzung der beiden Waschbärrüden Wb8 und Wb9 im Zeitraum von drei Wochen.	82
Abb. 59: GPS-Lokalisationen von 9 Waschbären und einem Rotfuchs im gesamten Untersuchungszeitraum	83
Abb. 60: GPS-Lokalisationen innerhalb der Aktionsräume von vier Rotfüchsen	84
Abb. 61: Verteilung der einzelnen Aktionsraumzentren: A: Kerngebiete von 8 Waschbären und einem Rotfuchs; B: Kerngebiete der Waschbären entlang des Strengs; C: Kerngebiete der Waschbären auf der Buhenwerder Möweninsel	85
Abb. 62: Angebot und Nutzung verschiedener Habitatstrukturen durch die Waschbären (n=9).....	87
Abb. 63: Angebot und Nutzung verschiedener Habitattypen durch die Rotfüchse (n=5).....	88
Abb. 64: Habitatpräferenzen von neun Waschbären und fünf Rotfüchsen, berechnet mit dem Chesson-Index	89

Abb. 65: Vor allem die Rotfuchse hielten sich nachs häufiger in Siedlungen auf (Fotos A und B: Dr. Gossmann)	89
Abb. 66: Zusammensetzung der Kerngebiete von neun Waschbären bei Tag und bei Nacht	90
Abb. 67: Zusammensetzung der Kerngebiete von fünf Rotfüchsen bei Tag und bei Nacht	91
Abb. 68: Tageseinstände der Rotfüchse: A, B und D: Fuchsbaue im Wald, C und F: Fuchsbau auf einem offenen Feld, E: Tageseinstand in einem Wasserrohr, G und H: Tageseinstand in einer Scheune	91
Abb. 69: Tageseinstände der Waschbären: A bis G: Von den Waschbären als Tageseinstand genutzte Bäume, F: Tagesversteck in einer Garage	92
Abb. 70: Chesson-Indices von neun Waschbären im Jahresverlauf.....	93
Abb. 71: Verteilung der GPS-Positionen von vier ganzjährig besenderten Waschbären auf die Mikro Habitattypen Schilfröhricht und Feuchtgehölz im Jahresverlauf.....	93
Abb. 72: Chesson-Indices von fünf Rotfüchsen im Jahresverlauf.....	94
Abb. 73: Verteilung der GPS-Punkte eines ganzjährig besenderten Fuchses (Rf2) auf verschiedene Waldhabitate im Jahresverlauf.....	94
Abb. 74: Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Bodenbrüterarten in verschiedenen Habitaten an und abseits der Raubsäugerfallen.....	95
Abb. 75: Von Wildkameras erfasste Bodenbrüter: A: Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>); B: Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>)	95
Abb. 76: Akkumulationskurve der beobachteten Vogelarten und der Anzahl an MacKinnon-Listen	96
Abb. 77: Lage der Bodenbrütersichtungen und Überlappung mit Aktionsraumzentren von einem Rotfuchs und sieben Waschbären während der Hauptbalz- und Brutzeit von 01.03. bis 30.06.	98
Abb. 78: Abundanz von Vogelsichtungen in den individuellen Aktionsraumzentren eines Rotuchses und sieben Waschbären, unterteilt in Wasservögel und Wiesenvögel. (Fotos: Dr. Thomas Göttert).....	99
Abb. 79: Der Rotfuchs Rf4 war tagsüber häufiger zusammen mit Graugänsen (<i>Anser anser</i>) auf einer Wiese am Streng zu sehen.	99
Abb. 80: Relative Abundanz von einzelnen Bodenbrüterarten in den Aktionsraumzentren der markierten Waschbären (n=7) und des Rotfuchses Rf4.....	100
Abb. 81: Relative Anteile der mit den Aktionsraumzentren der besenderten Waschbären (n=7) und des Rotfuchses Rf4 überlappenden Vogelsichtungen je Vogelart.	101
Abb. 82: Relative Anteile der mit den Aktionsraumzentren der besenderten Waschbären (n=7) und des Rotfuchses Rf4 überlappenden Vogelsichtungen je Vogelart.	101
Abb. 83: Relativer Abundanz Index (RAI) für alle fotografierten Bodenbrüter an Standorten im Schilfgürtel mit erhöhter Waschbäraktivität (Standort A und C) und Standorten mit geringer Waschbäraktivität (Standort B und D)	102
Abb. 84: Relative Abundanz Indizes aller auf der Südost- (Standort C) und Nordwestseite (Standort D) der Insel Buhnenwerder fotografierten Bodenbrüter, sowie der juvenilen Bodenbrüter (im Vergleich zu den Kerngebieten der Waschbären..	103
Abb. 85: Relative Abundanz Indizes aller an den Standorten A und B fotografierten Bodenbrüter, sowie der juvenilen Bodenbrüter im Vergleich zu den Kerngebieten der Waschbären.....	104
Abb. 86: Von den Kamerafallen festgehaltene Vogelarten. A-C: Graugans (<i>Anser anser</i>), D: Haubentaucher (<i>Podiceps cristatus</i>), E: Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>),	

F: Schnatterente (<i>Mareca strepera</i>), G: Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>), H: Höckerschwan (<i>Cygnus olor</i>), I: Fischadler (<i>Pandion haliaetus</i>)	104
Abb. 87: Chesson-Indizes von Waschbären, Rotfüchsen und Bodenbrütern während der Brutzeit von 01.03.2017 bis 30.06.2017	105
Abb. 88: Häufigkeit (AF) und relativer Biomasseanteil (%BM) einzelner Nahrungskategorien im Nahrungsspektrum des Waschbären	107
Abb. 89: Verteilung der relativen Häufigkeit (%AF) und der Biomasse (%BM) der Gesamtnahrung auf die drei Hauptgruppen Wirbellose, Wirbeltiere und Pflanzen	107
Abb. 90: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbellosen auf die Kategorien Weichtiere, Krebse und Gliederfüßer	108
Abb. 91: Typische Bissspuren an einer Teichmuschel	108
Abb. 92: Waschbär beim Öffnen einer Teichmuschel	108
Abb. 93: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbeltiere auf die Kategorien Vögel, Kleinsäuger, „Reptilien“, „Fische“ und unbestimmbare Wirbeltiere	109
Abb. 94: Trockengewichte der in den einzelnen Losungen gefundenen Federn und Eierschalen.	109
Abb. 95: Beispiele für in den Losungen der Waschbären gefundene Vogelfedern und Eierschalen.	110
Abb. 96: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Pflanzen auf die Kategorien Kirschen, Hagebutten, Pflaumen, Getreide, Nüsse, Klatschmohn und unbestimmbare Samen	111
Abb. 97: Häufigkeit (AF) und Biomasseanteil (%BM) einzelner Nahrungskategorien im Nahrungsspektrum des Rotfuchses	112
Abb. 98: Verteilung der relativen Häufigkeit (%AF) und der Biomasse (BM) der Gesamtnahrung auf die Hauptgruppen Wirbellose, Wirbeltiere und Pflanzen	113
Abb. 99: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbellosen auf die Kategorien Weichtiere und Gliederfüßer	113
Abb. 100: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Pflanzen auf die Kategorien Pflaumen, Kirschen, Getreide und unbestimmbare Samen	114
Abb. 101: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbeltiere auf die Kategorien Kleinsäuger, großen Säugetiere, Vögel und unbestimmbare Wirbeltiere	114
Abb. 102: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Kategorie der großen Säugetiere auf Feldhasen, Wildschweine, Rehe und unbesstimbare Säugetiere	115
Abb. 103: Rotfuchs an einem Rehkadaver	115
Abb. 104: Überreste eines Rehs (<i>Capreolus capreolus</i>) vor dem Eingang eines Fuchsbaus in einer Heumiete	115
Abb. 105: Trockengewichte der in den einzelnen Losungen gefundenen Federn und Eierschalen	116
Abb. 106: Beispiele für in den Losungen der Rotfüchse gefundene Vogelfedern und Knochen.	116
Abb. 107: Frequenz (AF) und Biomasseanteil (%BM) der einzelnen Nahrungskategorien bei Waschbär und Rotfuchs	118
Abb. 108: Konsumierte Biomasse (%) von Waschbär und Rotfuchs im Vergleich	118
Abb. 109: Nachweise der Wildkatze und Sichtungen des Goldschakals in Deutschland (Grafik bearbeitet nach ©BUND 2018 und ©Greiser et al. 2018 nach	119
Abb. 110: KDE _{95%} und A-LoCoH _{95%} von zwei Waschbären und zwei Rotfüchsen im Vergleich	129

Abbildungen des Anhangs:

Abb. A1:	Administrative Lage des Untersuchungsgebietes.....	192
Abb. A2:	Naturräumliche Gliederung des VSG nach Scholz (1962)	193
Abb. A3:	Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Raubsäugerarten an den Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten.	196
Abb. A4:	Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Raubsäugerarten abseits der Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten	196
Abb. A5:	Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Nicht-Raubsäuger an den Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten	197
Abb. A6:	Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Nicht-Raubsäuger an den Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten	197
Abb. A7:	Relativer Abundanz Index (RAI) für alle fotografierten, nicht am Boden brütenden Vogelarten an und abseits der Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten.....	198
Abb. A8:	Bilder der mit Wildkameras nachgewiesenen Raubsäugerarten	199
Abb. A9:	Bilder der gefangenen Raubsäugerarten.....	199
Abb. A10:	Bilder der untersuchten Waschbären	200
Abb. A11:	Bilder der untersuchten Rotfüchse	200
Abb. A12:	Zurückgelegte Distanzen der besenderten Waschbären in Relation zu Sonnenaufgang, Sonnenuntergang und Lufttemperatur.....	201
Abb. A13:	Auswertung der 3D-Aktivitätsdaten der Waschbären Wb1 und Wb3 bis Wb8 im Jahresverlauf und in Relation zu Sonnenauf- und untergang.	202
Abb. A14:	Zurückgelegte Distanzen der besenderten Rotfüchse in Relation zu Sonnenaufgang, Sonnenuntergang und Lufttemperatur.....	203
Abb. A15:	Auswertung der 3D-Aktivitätsdaten der Rotfüchse Rf1 bis Rf5 im Jahresverlauf und in Relation zu Sonnenauf- und untergang.	204
Abb. A16:	Aktionsräume des Waschbären Wb1.....	206
Abb. A17:	Aktionsräume des Waschbären Wb2.....	207
Abb. A18:	Aktionsräume des Waschbären Wb3.....	208
Abb. A19:	Aktionsräume des Waschbären Wb4.....	209
Abb. A20:	Aktionsräume des Waschbären Wb5.....	210
Abb. A21:	Aktionsräume des Waschbären Wb6.....	211
Abb. A22:	Aktionsräume des Waschbären Wb7.....	212
Abb. A23:	Aktionsräume des Waschbären Wb8.....	213
Abb. A24:	Aktionsräume des Waschbären Wb9.....	214
Abb. A25:	Aktionsräume des Rotfuchses Rf1.....	215
Abb. A26:	Aktionsräume des Rotfuchses Rf 2.....	216
Abb. A27:	Aktionsräume des Rotfuchses Rf 3.....	217
Abb. A28:	Aktionsräume des Rotfuchses Rf 4.....	218
Abb. A29:	Aktionsräume des Rotfuchses Rf 5.....	219
Abb. A30:	Makroskopische Komponenten der einzelnen Nahrungskategorien	220

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Verabreichte Dosen der Hellabrunner Mischung und nach Michler et al. (2015)	31
Tab. 2:	Kategorien der Habitatkartierung	42
Tab. 3:	Ausgewählte Zielarten für die Vogelkartierung, Untersuchungszeitraum, sowie empfohlene und erweiterte Erfassungszeiträume nach Andretzke et al. (2005)	44
Tab. 4:	Beispiel für die Über- und Unterschätzung eines Habitattyps aufgrund einer zu kleinen Fläche	58
Tab. 5:	Für Waschbär und Rotfuchs verfügbare Verdauungskoeffizienten aus der Literatur.	61
Tab. 6:	Übersicht über die Untersuchungstiere und die Anzahl der verfügbaren GPS-Lokalisationen	70
Tab. 7:	Gesamtaktionsraumgrößen der Untersuchungstiere	78
Tab. 8:	Überlappingsgrade der einzelnen Waschbär-Aktionsräume nach dem Sørensen Koeffizienten	81
Tab. 9:	Überlappingsgrade der einzelnen Aktionsraumzentren des Waschbären nach dem Sørensen Koeffizienten	82
Tab. 10:	Anzahl der Kerngebiete bei Rotfüchsen und Waschbären	86
Tab. 11:	Auflistung der kartierten Bodenbrüterarten..	97
Tab. 12:	Vergleich von Nischenbreite und Diversität zwischen Waschbär und Rotfuchs	117
Tab. 13:	Vergleich der Aktionsraumgrößen von Rotfüchsen und Waschbären mit anderen Studien aus Europa	127
Tab. 14:	Angaben zur Auftretensfrequenz und zum Biomasseanteil von Vögeln in der Nahrung des Waschbären in bisherigen Studien aus Europa, sortiert nach der jeweiligen Auftretensfrequenz	146
Tab. 15:	Angaben zur Auftretensfrequenz und zum Biomasseanteil von Vögeln in der Nahrung des Rotfuchses in bisherigen Studien aus Europa, sortiert nach der jeweiligen Auftretensfrequenz ...	148
Tab. 16:	Übersicht über einzelne Studien, die den Rotfuchs als Hauptprädator identifizieren	150

Tabellen des Anhangs:

Tab. A1:	Gesamtartenliste der Brutvögel und Bodenbrüter Deutschlands	185
Tab. A2:	Relation von Aktivität und Sonnenaufgang, Sonnennuntergang und Lufttemperatur	205
Tab. A2:	Frequenzen (AF) und Biomasseanteile (%BM) der Waschbären und Rotfüchse im Überblick	221

Formelverzeichnis

Formel 1:	Relativer Abundanz Index (RAI)	53
Formel 2:	Sørensen Koeffizient	56
Formel 3:	Berechnung des Erdumfangs anhand des Breitengrades	57
Formel 4:	Berechnung des Abstandes zweier Koordinatenpaare.....	57
Formel 5:	Chesson's Index.....	57
Formel 6:	Manly's Alpha	57
Formel 7:	Frequency of Occurrence.....	60
Formel 8:	Berechnung der Trockenmasse einer Nahrungskategorie	60
Formel 9:	Berechnung der konsumierten Biomasse einer Nahrungskategorie	60
Formel 10:	Levin's Index	62
Formel 11:	Standardisierter Levin's Index.....	62
Formel 12:	Shannon-Weaver Index	62
Formel 13:	Evenness	62
Formel 14:	Pianka-Index	62

Glossar, Abkürzungen und Symbole

Abb.	Abk.: <i>Abbildung</i>
ACC	Abk.: <i>Acceleration</i> (engl.: Beschleunigung)
AG	Abk.: <i>Aktiengesellschaft</i>
Abk.	Abk.: <i>Abkürzung</i>
A-LoCoH	Abk.: <i>Adapted Local-Convex-Hull</i> (Methode zur Aktionsraum-Berechnung)
allochthone Art	gebietsfremde Art, die indirekt oder direkt durch den Menschen in ein geografisches Gebiet eingeführt wurde, in welchem sie vorher nicht heimisch war
Analgesie	Schmerzlinderung, Aufhebung der Schmerzempfindung
Analgetika	Medikament zur Schmerzlinderung bzw. Aufhebung der Schmerzempfindung
Anästhesie	Betäubung, Ausschaltung der Schmerzempfindung
Antidot	Gegenmittel
autochthone Art	Art, die in einem Gebiet evolutionär entstanden ist oder dort im Zuge von natürlichen Arealerweiterungen eingewandert ist.
Avifauna	Gesamtheit aller in einer Region vorkommenden Vogelarten
AZ	Abk.: <i>Aktionsraumzentrum</i>
B	Levin's Index
B _A	standardisierter Levin's Index
BB	Abk.: <i>Brandenburg</i> (Landkreis)
Balun	Bestandteil einer Antenne. Wandelt ein symmetrisches Signal in ein asymmetrischen Signal um
BArtSchVO	Abk.: <i>Bundesartenschutzverordnung</i>
BNatSchG	Abk.: <i>Bundesnaturschutzgesetz</i>
basal	zur Basis bzw. zum Körper hin orientiert
Basestation	Gerät zum Empfang von GPS-Daten
BFN	Abk.: <i>Bund für Naturschutz</i> (wissenschaftliche Behörde des Bundes für den nationalen und internationalen Naturschutz)
BJagdG	Abk.: <i>Bundesjagdgesetz</i>
Bodenbrüter	Vogelart, die ihr Nest in der Nähe des Untergrunds anlegt
Boom	Hauptmast einer Richtantenne
BM	Abk.: <i>Biomasse</i>
BMU	Abk.: <i>Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit</i>
BMUB	Abk.: <i>Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit</i>
BMEL	Abk.: <i>Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft</i>
BRB	Abk.: <i>Brandenburg an der Havel</i> (Landkreis)
Bruchwald	dauerhaft vernässter bzw. versumpfter Wald
BRW	Abk.: <i>Beetzsee-Riewendsee-Wasserstraße</i>
BWaldG	Abk.: <i>Bundeswaldgesetz</i>
Chitin	harte Substanz, welche das Exoskelett verschiedener Gliederfüßer bildet
Cross-Compliance	Verknüpfung von Prämienzahlungen mit der Einhaltung von Umweltstandards
df	Abk.: <i>degree of freedom</i> (engl.: Freiheitsgrad)
cor	Korrelationskoeffizient bei der Pearson-Korrelation

Cuticula	äußerste Schicht eines Haares
distal	zur Basis bzw. zum Körper weg orientiert
Direktor	passives Element einer Antenne
DJV	Abk.: <i>deutscher Jagdverband</i>
DWD	Abk.: <i>deutscher Wetterdienst</i>
E	Abk.: <i>Evenness</i>
Ev	Anzahl der Kamerafallenevents
EBCC	Abk.: <i>European Bird Census Council</i> (Ornithologische Gesellschaft, die sich für den Schutz von Vogelpopulationen in Europa einsetzt)
EEC	Abk.: <i>European Economic Community</i> (Europäische Wirtschaftsgemeinschaft)
entspr.	Abk.: <i>entsprechend</i>
ER	Abk.: <i>Erdradius</i>
EU	Abk.: <i>Europa</i>
et al.	Abk.: <i>et alii / et aliae</i> (lat.: und andere)
F	Teststatistik bei der Varianzanalyse und dem Levene-Test
Fa.	Abk.: <i>Firma</i>
Fallwild	Wild, welches weder durch einen Schuss noch durch eine andere äußere Gewalteinwirkung getötet wurde
FAO	Abk.: <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i> (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen)
FG	Abk.: <i>Fanggebiet</i>
FFH-Richtlinie	Abk.: <i>Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie</i> (Naturschutz-Richtlinie der Europäischen Union und Teil von Natura 2000)
Finne	Larve des Fuchsbandwurms
FN	Abk.: <i>Fallennacht</i>
FRAI	Abk.: <i>relativer Abundanzindex der Lebendfänge</i>
GAP	Abk.: <i>gemeinsame Agrarpolitik</i> (Politikbereich der Europäischen Union)
GAR	Abk.: <i>Gesamtaktionsraum</i>
GB	Abk.: <i>Gigabyte</i>
Gescheide	innere Organe in der Bauchhöhle des Schalenwildes
GH	Abk.: <i>guard hair</i> (engl.: Deckhaar)
GmbH	Abk.: <i>Gesellschaft mit beschränkter Haftung</i>
GIS	Abk.: <i>Geoinformationssystem</i> (Computersoftware zur Erfassung, Bearbeitung, Organisation, Analyse und Präsentation räumlicher Daten)
GPS	Abk.: <i>Global Positioning System</i> (globales Navigationssatellitensystem zur Positionsbestimmung auf der Erde)
GSM	Abk.: <i>Global System for Mobile Communications</i> (Standard für Mobilfunknetze)
GUG	Abk.: <i>Gesamtuntersuchungsgebiet</i>
Gz	Abk.: <i>Geschäftszeichen</i>
Haarschaft	dünnere, basaler Teil des Haares
Haarschild	Verdickung am distalen Ende des Haares
HCL	Abk.: <i>Hydrochlorid</i>

Home range	anderes Wort für den Aktionsraum eines Tieres
homing	Methode in der Telemetrie von Wildtieren
h_{ref}	Standardmethode bei der Berechnung des Glättungsfaktors eines Kernels
H_s	Shannon-Diversitätsindex
HVL	Abk.: <i>Havelland</i> (Landkreis)
ICBP	Abk.: <i>International Council for Bird Preservation</i> (Internationaler Rat für Vogelschutz)
ID	Abk.: <i>Indentifikator</i> (Identifikationsbezeichnung)
Interglazial	Warmzeit zwischen zwei Vereisungsperioden
interspezifisch	Unterschiede zwischen zwei Arten
intraspezifisch	Unterschiede innerhalb einer Art
IQA	Abk.: <i>Interquartilsabstand</i>
IUCN	Abk.: <i>International Union for Conservation of Nature</i>
juvenil	Bezeichnung für junge, noch nicht voll ausgewachsene Tiere
kardiorespiratorisch	Herz und Atmung betreffend
KDE	Abk.: <i>Kernel density estimation</i> , siehe <i>Kernel</i>
Kernel	Abk.: <i>Kernel density estimation</i> (Methode zur Aktionsraum-Berechnung)
Ketamin	Arzneistoff, der in der Tier- und Humanmedizin zur Anästhesie verwendet wird
KG	Abk.: <i>Kerngebiet</i>
KRL	Abk.: <i>Kopf-Rumpf-Länge</i> (Gesamtlänge eines Tieres ohne den Schwanz)
LF	Abk.: <i>Lebendfang</i>
LSCV	Abk.: <i>Least Squares Cross Validation</i> (Methode bei der Berechnung eines Glättungsfaktors)
LoCoH	Abk.: <i>Local-Convex-Hull</i> (Methode zur Aktionsraum -Berechnung)
Losung	Kot von Wildtieren
LUGV	Abk.: <i>Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz</i>
Luch	ausgedehnte und vermoorte Niederung
MAR	Abk.: <i>monatlicher Aktionsraum</i>
MCP	Abk.: <i>Minimal-Convex-Polygon</i> (Methode zur Aktionsraum-Berechnung)
MEA	Abk.: <i>Millennium Ecosystem Assessment</i> (Studie der Vereinten Nationen um den globalen Zustand der Ökosystemdienstleistungen zu untersuchen)
MESZ	Abk.: <i>mitteleuropäische Sommerzeit</i>
MEZ	Abk.: <i>mitteleuropäische Zeit</i>
Medulla	inneres Mark der Haare
Melioration	kulturtechnische Maßnahme zur Werterhöhung des Bodens
MLUL	Abk.: <i>Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg</i>
MS	Abk.: <i>Microsoft</i>
n	bezeichnet in der Statistik die Stichprobengröße
N	Abk.: <i>Nord</i>
Natura2000	Name eines europaweiten Schutzgebietsnetzwerkes
NK	Abk.: <i>Nahrungskategorie</i>

NN	Abk.: <i>Normalnull</i> (Nullniveau der geografischen Bezugshöhe in Deutschland)
NSG	Abk.: <i>Naturschutzgebiet</i>
O	Abk.: <i>Ost</i>
O	Pianka Index
o.J.	Abk.: <i>ohne Jahresangabe</i>
Orthofoto	verzerrungsfreie, maßstabsgetreue Abbildung der Erdoberfläche
p	bezeichnet in der Statistik die Irrtumswahrscheinlichkeit
p_i	verfügbarer Anteil des Habitattyps i im Vergleich zu allen anderen Habitattypen
PA	Abk.: <i>Prozentualer Anteil</i>
PET	Abk.: <i>Polyethylenterephthalat</i> (Kunststoff)
PIR	Abk.: <i>passiver infrarot-Sensor</i>
post-hoc	nachträglich
PM	Abk.: <i>Potsdam-Mittelmark</i> (Landkreis)
polabisch	ausgestorbene Sprache der westslawischen Stämme seit dem 7. Jhd.
PVC	Abk.: <i>Polyvinylchlorid</i> (amorpher, thermoplastischer Kunststoff)
r_i	genutzter Anteil des Habitattyps i im Vergleich zu allen anderen Habitattypen
RAI	Abk.: <i>Relativer Abundanz Index</i>
Reflektor	passives Element an einer Antenne
REM	Abk.: <i>Random Encounter Model</i> (Kamerafallendesign zur Berechnung von Relativen Abundanzen anhand von Kamerafallenbildern)
Rf	Abk.: <i>Rotfuchs</i>
RHFL	Abk.: <i>rechte Hinterfußlänge</i>
RL	Abk.: <i>Rutenlänge</i>
RTW	Abk.: <i>Relative Transmitter Weight</i> (Bezeichnet bei der Besenderung von Tieren das Verhältnis von Sender- zu Körpergewicht)
Rute	Schwanz von Rotfüchsen und Waschbären
S	Artenanzahl
SAR	Abk.: <i>Saisonaler Aktionsraum</i>
SD	Abk.: <i>Standard deviation</i> (engl.: Standardabweichung)
SIM	Abk.: <i>Subscriber Identity Module</i> (Chipkarte zur Identifikation eines Mobiltelefons)
SK	Sørensen-Koeffizient
SMS	Abk.: <i>Short Message Service</i> (engl.: Kurznachrichtendienst)
SPA	Abk.: <i>Special Protection Area</i> (engl.: Vogelschutzgebiet)
Streng	kanalartige Verbindung zwischen den einzelnen Becken des Beetzsees
t	Testprüfgröße des T-Tests
Tab.	Abk.: <i>Tabelle</i>
TM	Abk.: <i>Trockenmasse</i>
Thalamus	größter Teil des Zwischenhirns
TierSchG	Abk.: <i>Tierschutzgesetz</i>
Trittsiegel	Fußspuren von Tieren
u.a.	Abk.: <i>unter anderem</i>

ud	Abk.: <i>utilisation distribution</i> (Beschreibung der Raumnutzung anhand einer bivariaten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion)
UG	Abk.: <i>Untersuchungsgebiet</i>
UHF	Abk.: <i>Ultra High Frequency</i> (genutzter Frequenzbereich bei der Telemetrie)
UTC	Abk.: <i>Coordinated Universal Time</i> (Koordinierte Weltzeit)
V	Teststatistik beim gepaarten Wilcoxon-Test
VHF	Abk.: <i>Very High Frequency</i> (genutzter Frequenzbereich bei der Telemetrie)
VK	Abk.: <i>Verdaulichkeitskoeffizient</i>
VO	Abk.: <i>Verordnung</i>
VSG	Abk.: <i>Vogelschutzgebiet</i>
VSRL	Abk.: <i>Vogelschutzrichtlinie</i>
W	Teststatistik beim ungepaarten Wilcoxon-Test
Wb	Abk.: <i>Waschbär</i>
X	Mittelwert
Xylazin	Arzneistoff, welcher in der Tiermedizin zur Analgesie verwendet wird
Z	Median
ε	Kürzel für den Chesson's-Index
σ	bezeichnet in der Statistik die Standardabweichung
%	Prozent
%AF	relative Auftrittswahrscheinlichkeit
%BM	prozentualer Biomasseanteil
Σ	Summenzeichen

Einheiten

Längenmaße			
1 m =	0,001	km	Kilometer
	1	m	Meter
	100	cm	Zentimeter
	1.000	mm	Millimeter
	1.000.000	ym	Mikrometer

Flächenmaße			
1 m² =	0,000001	km²	Quadratkilometer
	0,0001	ha	Hektar
	0,01	a	Ar
	1	m²	Quadratmeter
	10.000	cm²	Quadratzentimeter

Gewichtsmaße			
1 kg =	0,001	t	Tonne
	1	kg	Kilogramm
	1000	g	Gramm
	100.000	mg	Milligramm

Volumenmaße			
1 m³ =	1	m³	Kubikmeter
	1.000	l	Liter
	1.000.000	cm³	Kubikzentimeter
	1.000.000	ml	Milliliter

Frequenz			
1 Hz =	0,000000001	GHz	Gigahertz
	0,000001	MHz	Megahertz
	0,001	kHz	Kilohertz
	1	Hz	Hertz

Zeit			
1 t =	1	t	Tag
	24	h	Stunden
	1.440	min	Minuten
	86.400	s	Sekunden

Zusammenfassung

Das Ziel der hier vorliegenden Arbeit war die Einschätzung und Bewertung des Prädationspotentials ausgewählter Raubsäugerarten (Carnivora, Mammalia) auf die am Boden brütenden Vogelarten im west-brandenburgischen Vogelschutzgebiet Mittlere Havelniederung (VSG-MH).

Dafür wurde im Zeitraum von Juni 2015 bis März 2017 ein Kamerafallenmonitoring (4.686 Fallennächte) sowie ein Lebendfang (2.543 Fallennächte) durchgeführt und die Raumnutzung der am häufigsten vorkommenden Raubsäugerarten über GPS-Telemetry genauer untersucht. Zeitgleich wurde außerdem das Nahrungsspektrum der ausgewählten Raubsäugerarten durch koproskopische Untersuchungen erfasst. Das Kamerafallenmonitoring kam zu dem Ergebnis, dass im VSG-MH fast alle der in Deutschland vorkommenden mittelgroßen Raubsäugerarten vorkommen. Lediglich Wildkatze (*Felis silvestris*) und Goldschakal (*Canis aureus*) konnten nicht nachgewiesen werden. Am häufigsten wurden Waschbär (*Procyon lotor*), Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und Hauskatze (*Felis silvestris* f. *catus*) beobachtet, weshalb der Fokus der weiteren Untersuchungen auf die Raumnutzung von Waschbären und Rotfüchsen gelegt wurde. Insgesamt wurden dafür neun adulte Waschbären und sechs adulte Füchse mit GPS-Sendern ausgestattet. Ähnlich große Aktionsraumgrößen (Kernel Density Estimation 95 %) ließen dabei zunächst ein vergleichbares Prädationspotential beider Arten auf Bodenbrüter vermuten, jedoch ergab die Untersuchung der Raumnutzungsmuster deutliche Unterschiede zwischen beiden Arten: während die Waschbären eine deutliche Präferenz für Schilfgürtel aufwiesen und sich bevorzugt an den Gewässerufeln aufhielten, zeigten die Rotfüchse eine wesentlich homogenere Raumnutzungsverteilung innerhalb ihrer Aktionsräume und präferierten vor allem Laub- und Bruchwälder. Beide Arten mieden Offenlandflächen. Unter Berücksichtigung der artspezifischen Bewegungsmuster, scheinen die Waschbären im VSG sowohl im Vergleich zu den Füchsen als auch zu Literaturangaben viel kleinere Aktionsräume zu besitzen. Dies lässt auf eine sehr gute Habitatqualität für die Waschbären im VSG schließen. Ferner kommt diese Studie zu dem Ergebnis, dass beim interspezifischen Vergleich von Aktionsraumgrößen eine Kombination aus verschiedenen, an die jeweiligen Bewegungsmuster der Tiere angepassten Methoden, verwendet werden sollten.

Um die Raumnutzung beider Raubsäugerarten mit dem lokalen Vorkommen und der Verteilung von Bodenbrütern zu vergleichen, wurde eine räumliche Prädator-Beute-Überlappung berechnet. Dafür wurde im Frühjahr 2017 post-hoc eine Revierkartierung der Bodenbrüter in einem Gebiet durchgeführt, in welchem sowohl besenderte Füchse als auch besenderte Waschbären vorkamen. Die Untersuchung ergab eine hohe räumliche Überlappung zwischen den Kerngebieten der Waschbären und Sichtungen von Bodenbrütern an Gewässern, während die Überlappung bei Wiesenvögeln geringer ausfiel. Umgekehrt war die Überlappung von Rotfüchsen vor allem bei Wiesenbrütern im Offenland sehr hoch. Die Lösungsanalysen bestätigten die Ergebnisse der räumlichen Untersuchungen: die Waschbären zeigten eine deutliche Präferenz für gewässerassoziierte Nahrungsquellen wie Fisch, Süßwasserschnecken, Muscheln und Krebse, während sich die Rotfüchse hauptsächlich von Säugetieren ernährten. Insgesamt 33,3 % aller Waschbärlosungen enthielten Bestandteile von Vögeln, während dies bei den Rotfüchsen nur in 24,4 % der Losungen der Fall war. Bezüglich der Biomasse machten Vögel 8,6 % der insgesamt von den Waschbären konsumierten Biomasse aus, während der Biomasseanteil von Vögeln bei den Rotfüchsen mit 1,9 % deutlich geringer ausfiel.

Als eine der ersten Studien, die die Raumnutzung von Waschbären und Rotfüchsen mit Hilfe von GPS-Sendern untersucht, sowie der (nach bestem Wissen) allerersten Studie, die die Raumnutzung beider Arten unter Verwendung der GPS-Telemetrie im selben Gebiet analysiert, liefert diese Arbeit neue Einblicke in die Raumnutzung von Waschbären und Rotfüchsen sowie deren Prädationspotential auf Bodenbrüter. Dabei kommt diese Studie zu dem Ergebnis, dass der Waschbär im VSG-MH ein sehr hohes Prädationspotential für die am Boden brütenden Vogelarten im VSG-MH besitzt und dabei in hohem Grad sowohl zu einer indirekten (Prädationsdruck) als auch zu einer direkten (Prädation) Beeinträchtigung der lokalen Wasservögel beiträgt. Bodenbrüter des Offenlandes scheinen hingegen weniger durch den Waschbären gefährdet zu sein und den größten Räuberdruck durch den Rotfuchs zu erfahren. Das Prädationspotential einer Raubsäugerart scheint somit stark vom jeweiligen Lebensraum und somit auch von der jeweils betroffenen Zielvogelart abzuhängen. Eine Pauschalierung von potentiell negativen Effekten einzelner Raubsäugerarten auf Bodenbrüter sollte hingegen vermieden werden. Zu beachten ist dabei, dass sich die Ergebnisse dieser Studie nur bedingt auf andere Regionen und Lebensräume übertragen lassen, da der Einfluss eines Prädators auf seine Beute stark von der Strukturvielfalt einer Landschaft und somit vom Aufbau der Landscape of fear abhängt. Aus diesem Grund lässt sich aus den Ergebnissen auch keine eindeutige Aussage zu der derzeit europaweit laufenden Diskussion ableiten, ob der Waschbär eine invasive Art darstellt.

Basierend auf den Ergebnissen dieser Studie werden folgende Managementmaßnahmen zur Verbesserung des Vogelschutzes und des Raubwildmanagements im VSG-MH empfohlen:

- Die Einschätzung und Bewertung des Prädationspotentials von Raubsäufern auf Bodenbrüter sollte möglichst auf Artebene und differenziert nach Lebensraumtyp stattfinden. Die Waschbären im VSG-MH scheinen beispielsweise ein hohes Prädationspotential für Wasservögel, insbesondere für Schilfbrüter, zu haben, während die Rotfüchse den größten Prädationsdruck auf Bodenbrüter im Offenland ausüben.
- Da die Raum- und Habitatnutzung von Rotfüchsen einer hohen intraspezifischen Variabilität unterliegt und viel weniger vorhersagbar ist als die von Waschbären sowie angesichts der Schwierigkeiten beim Lebendfang von Rotfüchsen, stellt sich die grundlegende Frage, ob die jagdliche Regulierung von Rotfüchsen in einem offenen System (ungezäuntes VSG) mit gerechtfertigtem Aufwand überhaupt sinnvoll bzw. möglich ist. Unter der Annahme begrenzter Ressourcen für den Schutz von Bodenbrütern im VSG-MH scheint es daher vielmehr sinnvoll zu sein, den Fokus bei der Regulierung der Raubsäugerbestände nicht auf den Rotfuchs, sondern vielmehr auf den Waschbären zu legen. Dieser scheint im relativ strukturarmen VSG-MH angesichts der ganzjährig hohen Konzentration entlang der Schilfgürtel, der sehr kleinen und sich in hohem Grad überlappenden Aktionsräume sowie der hohen Fangrate besonders gut mit gerechtfertigtem Aufwand durch Managementmaßnahmen regulierbar zu sein.
- Die bestandsregulierenden Maßnahmen sollten mit umfassenden Habitatverbesserungsmaßnahmen wie der Wiederherstellung von Alt- bzw. Seitenarmen sowie der Vergrößerung von Schilf- und Röhrichtbeständen als Lebensraum für Wasservögel einhergehen. Für Wiesenbrüter empfiehlt es sich hingegen, Brachen anzulegen, wobei diese nicht zu schmal und am besten flächig sein sollten. Die daraus resultierende, höhere Strukturvielfalt würde den Prädationsdruck durch Raubsäuger deutlich reduzieren.

Summary

The aim of the present study was the assessment and evaluation of the predatory impact of selected carnivore species (Carnivora, Mammalia) on the ground-nesting bird community in the Special Protection Area Mittlere Havelniederung (MH-SPA), located in the western part of Brandenburg, Germany.

From June 2015 to March 2017, camera trap monitoring (4,686 trap nights) and live-trappings (2,543 trap nights) were carried out and the spatial behaviour of the most common carnivore species was examined in more detail via GPS telemetry. The spatial analyses were finally complemented by a coproscopic analysis of the selected carnivores feeding habits. Camera- and live-trappings revealed that almost all mesocarnivore species that occur in Germany live in the MH-SPA, except for the wild cat (*Felis silvestris*) and the golden jackal (*Canis aureus*). Among the carnivore species that have been proven to occur, raccoon (*Procyon lotor*), red fox (*Vulpes vulpes*) and domestic cat (*Felis silvestris* f. catus) showed the highest detection and live-trapping rates, at least in certain habitat types. Thus, further investigations focused on the spatial behaviour of raccoons and red foxes using GPS-telemetry. Altogether nine adult raccoons and six adult red foxes were equipped with GPS transmitters, representing one of the first GPS-telemetry studies of raccoons in Europe. Similar dimensions of total home range (Kernel Density Estimation 95 %) for both species initially assumed a comparable level of predatory potential on ground-nesting birds. However, detailed spatial distribution patterns revealed clear differences between the two species: raccoons showed a clear preference for reed swamps and shrub swamps, clustering along the edges of water bodies, whereas red foxes were more evenly distributed in their home range and preferred deciduous and riparian forests. Both species consistently avoided open lands. Considering the species specific movement patterns, raccoons in the MH-SPA seem to maintain very small home ranges when compared to the home ranges of red foxes or reported in previous studies, indicating good habitat quality for raccoons. The distinct differences in movement patterns illustrate the need for a combination of different home range methods that have to be adapted to a species' spatial behaviour, when comparing home range sizes of different species.

In order to spatially compare the movement data of the collared carnivores with the occurrence and distribution of ground-nesting birds, a predator-prey spatial overlap was calculated. Thus, in spring of 2017 a post-hoc territory bird mapping was conducted in an area where collared red foxes and raccoons occurred. Predator-prey spatial overlap suggests a high overlap of raccoon's core areas and observations of water-associated bird species, while overlap with grassland bird species was much lower. In contrast, overlap of red foxes' core areas was lower in swamp lands and was concentrated on grassland birds in open lands. The spatial analyses were complemented by a coproscopic analysis of raccoon's and red foxes' feeding habits. Highlighting the results of the spatial investigations, raccoons showed a high preference for water associated food, such as fish, freshwater snails, shells and crayfish, while red foxes preferred large mammals (carrion) and small mammals. Further analysis revealed that 33.3 % of raccoon scats contained remains of birds, while in foxes' scats, birds accounted for only 24.4 %. Concerning biomass, in raccoons, birds accounted for 8.6 % of the biomass consumed, representing the third most consumed food category. By contrast, in foxes, biomass of birds was negligible, accounting for only 1.9 % of the biomass consumed.

This study is one of the first studies investigating the spatial behaviour of raccoons and red foxes using GPS transmitters, and a pioneering effort (to the best of knowledge) to study the spatial behaviour of the two species in one and the same area. Consequently, this study gives new insights into the spatial behaviour of raccoons and red foxes as well as their predatory potential on ground-nesting birds. The findings of this study suggest a high predation potential of raccoons on the ground-nesting bird species in the MH-SPA, leading to indirect (predation pressure) and direct (predation) effects in particular on waterfowl. In contrast, ground-nesting birds in open lands seem to be less endangered by raccoons and experience predatory pressure especially by red foxes. Accordingly, the predation potential of carnivores on ground-nesting bird species seems to depend strongly on the respective habitat and thus also on the respective target bird species. Consequently, a generalization of potentially negative effects of carnivores on ground-breeders should be avoided. In addition, it should be noted that the results of this study can only be transferred to other regions and habitats to a limited extent, since the influence of a predator on its prey depends strongly on the structural diversity of a landscape. For this reason, it is not possible to derive any clear conclusion from the results of this study on the current Europe-wide discussion on whether the raccoon is an invasive species or not.

Based on the findings of this study, the following management recommendations have been drawn-up in order to help improve conservation measures for ground-nesting bird species in the MH-SPA:

- The assessment and evaluation of the predatory potential of carnivores on ground-nesting birds should take place on the species level, also differentiating between habitat types. In the MH-SPA raccoons turned out to be of high concern for the protection of waterfowl, particularly of birds breeding in reed beds, while red foxes seem to have a high predatory potential on ground-nesting birds in open lands.
- Due to the far lesser predictability of red foxes' movement patterns and habitat use when compared to raccoons, and regarding the difficulties when capturing red foxes, the question arises, whether the attempt to sustainably regulate a red fox subpopulation in such an open system (unfenced SPA) is actually possible with justifiable effort or results. However, assuming limited resources for protecting ground-nesting bird species in the MH-SPA, it appears more sensible to concentrate predator management on raccoons rather than on red foxes. In addition, raccoons' large and all-year round preference for the banks of water areas, their dense and clustered occurrence in small and overlapping home ranges, as well as their high live-trapping-rate, make them susceptible to regulative measures.
- Regulations of predator populations should be combined with extensive habitat improvement measures such as the restoration of oxbow lakes and the increase of reed beds as important habitat of waterfowl. For grassland birds it is advisable to create fallow strips, which should not be too narrow. The resulting higher structural diversity can significantly reduce the predation pressure of carnivores.

1. Einleitung

Eine der größten Herausforderungen unserer Zeit ist der weltweite Verlust biologischer Vielfalt, der sich besonders auf lokaler Ebene zunehmend durch den raschen Rückgang zahlreicher Tier- und Pflanzenarten deutlich macht (MEA 2005; Newbold et al. 2015). Biodiversität, definiert durch die Gesamtheit allen Lebens auf der Erde (Bibby et al. 1992), ist eine der wichtigsten Ressourcen unseres Planeten und essentiell für die Funktion der Ökosystemleistungen. Ohne die biologische Vielfalt wären saubere Luft und sauberes Wasser sowie Nahrung oder die Klimakontrolle der Erde undenkbar (Bolger 2001; Giller und O'Donovan 2002). In jüngster Zeit nehmen jedoch die Beweise zu, dass der Verlust an Biodiversität diese essenziellen Prozesse verändert und somit die Ökosystemfunktionen der Erde nachhaltig beeinträchtigt (Tilman 1999; Loreau et al. 2001; Hooper et al. 2005). Der globale Verlust an Biodiversität geht dabei einher mit einer zunehmenden Landnutzung durch den Menschen (Foley et al. 2005; Newbold et al. 2015). So führte ein steigender Bedarf an Nahrung, Wasser, Baustoffen und anderen natürlichen Ressourcen für über sieben Milliarden Menschen bis heute zu weitreichenden Veränderungen in der Forst-, Land- und Fischereiwirtschaft sowie zu einem rasch ansteigenden Bedarf an Acker- und Siedlungsflächen und somit konsequenter Weise auch zu einem globalen Rückgang an Lebensräumen für viele Tier- und Pflanzenarten (MEA 2005; Foley et al. 2005).

Wie akut die Problematik des gegenwärtigen Artensterbens auch in Mitteleuropa ist, zeigt unter anderem der im Jahr 2013 erschienene Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Bericht, der den Erhaltungszustand von über 60 Prozent aller europaweit gefährdeten Tier- und Pflanzenarten in Deutschland als schlecht oder unzureichend bewertet (BMUB und BfN 2014). Besonders schlecht wird dabei der Zustand der Lebensraumtypen im Offenland eingeschätzt. Allein von 1991 bis 2016 wurden demnach bundesweit 11,9 Prozent des Dauergrünlandes in Ackerflächen umgewandelt oder mussten der voranschreitenden Flächenversiegelung durch den Ausbau von Siedlungen und anderer Infrastruktur weichen (BMEL 2016). Zu den am stärksten gefährdeten Lebensraumtypen des Offenlandes zählen Feuchtgebiete und Überschwemmungsflächen, von denen bis heute etwa zwei Drittel durch Trockenlegung, Deichbau oder die Begradigung von Flussläufen verloren gegangen sind und die heute einer überwiegend ackerbaulichen Nutzung unterliegen (BMU und BfN 2009). Von den wenigen rezenten Feucht- und Auengebieten sind heute bundesweit mehr als 75 Prozent gefährdet (Ellwanger et al. 2012). Als Folge des vermehrten Grünlandumbruchs und der Urbarmachung von Feuchtgebieten und Mooren kam es somit in den letzten Jahrzehnten zu einer großräumigen Umstrukturierung des Offenlandes, in welchem Lebensräume mit hoher Bedeutung für die Artenvielfalt wie nährstoffarme Magerrasen, Feuchtwiesen, blumenreiche Mähwiesen und Heidelandschaften sowie naturnahe Gewässer und Moore selten geworden sind (BMUB und BfN 2014). Nicht zuletzt führte in den letzten Jahren auch der großflächige Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung nachwachsender Biokraftstoffe zu hohen Flächenverlusten extensiv genutzter Acker- und Grünlandflächen (BMUB und BfN 2014). Dass von diesen Flächenumwandlungen fast nur Offenlandhabitate betroffen sind, liegt am hohen Schutzstatus, den Wälder in Mitteleuropa innehaben. So dürfen Waldflächen, die in Deutschland etwa ein Drittel der Landesfläche bedecken (BMEL 2018), bundesweit und auch in vielen anderen europäischen Ländern aufgrund ihrer Stellung als kulturelles Erbe nur mit Sondergenehmigungen und nur unter Einhaltung hoher Auflagen, nicht selten verbunden mit Ersatzaufforstungen, in eine andere Nutzungsart überführt werden (z.B. §9 Abs. 1 BWaldG [Deutschland]; §17 Abs. 1 ÖForstG [Österreich]; Art. 5 Abs. 1f WaG [Schweiz]).

Die zunehmende Verschlechterung der Offenlandlebensräume hat insofern eine gravierende Folge für die biologische Vielfalt Mitteleuropas, als dass diese steppenartigen Lebensraumtypen den ursprünglichen, natürlich vorhandenen Lebensraum in den tiefer gelegenen gemäßigten Zonen Europas repräsentieren (Vera 2000; Svenning 2002; Sandom et al. 2014). Nach der sogenannten Megaherbivorentheorie (Vera 2000) wurden sowohl die zwischen- als auch nachkaltzeitlichen Landschaften Mitteleuropas seit dem letzten Interglazial vor 132.000 bis 110.000 Jahren überwiegend von savannenartigen Graslandschaften dominiert, welche durch Megaherbivoren wie Mammuts, Giraffen und Elefanten offengehalten wurden, ähnlich, wie es in den heutigen Savannengebieten im südlichen Afrika der Fall ist (Asner et al. 2009). Mit der Ausbreitung des Menschen in Europa und dem damit einhergehenden Aussterben eines Großteils der Megaherbivoren (Barnosky et al. 2004; Bartlett et al. 2016) kam es jedoch nach der letzten Kaltzeit zu einer flächendeckenden Verbuschung der Landschaft und zur Bildung dichter, weitgehend struktur- und artenarmer Wälder (Johnson 2009). Erst mit der Neolithischen Revolution und der damit einsetzenden Landnutzung durch Viehhaltung und Pflanzenanbau entwickelten sich in Mitteleuropa vor etwa 8.000 Jahren (Kapfer 2010) in Form der ersten Kulturlandschaften wieder strukturreiche Offenlandflächen, welche im Vergleich zu den vorher existierenden artenarmen Wäldern viel diverser und artenreicher waren. Unsere heutige Artenvielfalt ist somit ein wesentliches Ergebnis der Nutzung und Bewirtschaftung durch Land- und Forstwirtschaft. Viele Tier- und Pflanzenarten, die wir heute in Europa mit der Agrarlandschaft assoziieren, würden hier ohne diese anthropogenen Prozesse nicht vorkommen (Zeller et al. 2017).

Seit einigen Jahrzehnten jedoch findet in der Agrarlandschaft eine zunehmende Intensivierung der Bewirtschaftungsweisen statt, die in kürzester Zeit wieder zu einem dramatischen Rückgang der biologischen Vielfalt im Offenland geführt hat (McLaughlin und Mineau 1995; Chamberlain et al. 2000; Robinson und Sutherland 2002). Den Anstoß für diese Intensivierung gab in erster Linie die im letzten Jahrhundert um ein Vielfaches angestiegene Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten wie Getreide und Fleisch, die eine höhere Flächenproduktivität und Flächeneffizienz erforderte (Cassman 1999; Tilman et al. 2011). Als eine Folge dessen stieg beispielsweise die Biomasse domestizierter Nutztiere allein im Laufe des letzten Jahrhunderts weltweit um das 3,5-fache und macht heute einen Anteil von 96 Prozent der Biomasse aller nicht menschlichen Säugetiere aus (Smil 2011). Zusätzlich befeuerten in den vergangenen Jahrzehnten auch eine weitläufige Stilllegung kleiner Betriebe und eine starke Mechanisierung die Intensivierungsprozesse in der Landwirtschaft. So sank die Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe bundesweit im Zeitraum von 1950 bis 2016 von 1.646.750 auf 275.400, während sich die durchschnittlich bewirtschaftete Fläche pro Betrieb auf 60 Hektar versechsfachte (Destatis 2016). Gemeinsam mit der Erfindung des Kunstdüngers und dem Ende der strukturreichen Dreifelderwirtschaft, die noch bis ins frühe 20. Jahrhundert das Landschaftsbild Europas weitgehend geprägt hatte, kam es als Folge dieser Entwicklung europaweit zu einer Flurneuordnung und zur Zusammenlegung und Arrondierung von Feldern, wodurch die Größe einzelner Felder zunehmend stieg, die Landschaft homogener wurde und störende Feldstrukturen wie Gehölzinseln, Hecken und Bäche nach und nach verschwanden. Zeitgleich fanden in den letzten Jahrhunderten europaweit flächendeckende Meliorationsmaßnahmen zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit von Feucht- und Auengebieten statt und trugen damit wesentlich zum Verlust von Gewässerlebensräumen zugunsten von Ackerflächen bei. Heute gelten diese Intensivierungsprozesse als Hauptgrund für den Rückgang vieler Tier- und Pflanzenarten im Offenland (u.a. Donald et al. 2001, 2006; Stoate et al. 2001; Robinson und Sutherland 2002; MEA 2005).

Durch die tiefgreifenden Veränderungen der Lebensräume wirkt sich die Intensivierung der Landwirtschaft heute auf eine hohe Bandbreite an verschiedensten Tier- und Pflanzengruppen aus (Benton et al. 2003). So führen beispielsweise der verstärkte Einsatz von Herbiziden und Düngemittel sowie eine bessere Reinigung des Saatguts zu einer kontinuierlichen Verarmung der Artenvielfalt von Ackerwildkräutern (Robinson und Sutherland 2002; Storkey 2011; Meyer et al. 2013) und infolgedessen zu einem Rückgang vieler epigäischer Insektenarten (u.a. Rushton et al. 1989; Aebischer 1991; Sotherton und Self 2000). Letztere sind auch direkt durch den Einsatz von Insektiziden im Rahmen der Schädlingskontrolle betroffen (Aebischer 1991) und auch für viele Säugetierarten wie Feldhase (*Lepus europaeus*) (Smith et al. 2005), Feldhamster (*Cricetus cricetus*) (Nechay 2000) und diverse Fledermausarten (Wickramasinghe et al. 2003; Starik 2016) wurden in diesem Zusammenhang bereits negative Auswirkungen verschiedener Art nachgewiesen. Ein weiteres Beispiel ist auch der gut belegte Zusammenhang zwischen der Intensivierung der Landwirtschaft und dem europaweit dramatischen Rückgang an Vogelarten im Offenland (Hagemeijer und Blair 1997; Chamberlain et al. 2000; Donald et al. 2001, 2006; Robinson und Sutherland 2002; Ponce et al. 2018). Da viele Vogelarten schnell und empfindlich auf Veränderungen in ihrem Lebensraum reagieren (Benton et al. 2002; Becker 2003), sind Vögel dabei wie kaum eine andere Tiergruppe von den Veränderungen in der Agrarlandschaft betroffen. Allein seit 1980 sind die Populationen der 33 am weitesten verbreiteten Offenlandvögel Europas um mehr als 55 % zurückgegangen (Abb. 1 B) (EBCC et al. 2018), so dass Vogelarten wie Rebhuhn (*Perdix perdix*) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*) heute in der Agrarlandschaft kaum noch anzutreffen sind (Abb. 1 A). Besonders in Bodennähe oder direkt am Boden brütende Vogelarten sind aufgrund ihrer meist exponiert gelegenen Brutstandorte stark von Intensivierungsprozessen betroffen. Obwohl Bodenbrüter nur etwa die Hälfte der in Deutschland autochthon vorkommenden Vogelarten ausmachen, stellen sie daher 64 Prozent sowohl der in Deutschland als auch europaweit als gefährdet gelisteten Vogelarten dar. Bei einem Großteil handelt es sich dabei um gewässerassoziierte Schilf- und Wasservögel sowie Vogelarten feuchter Standorte (Abb. 1 C).

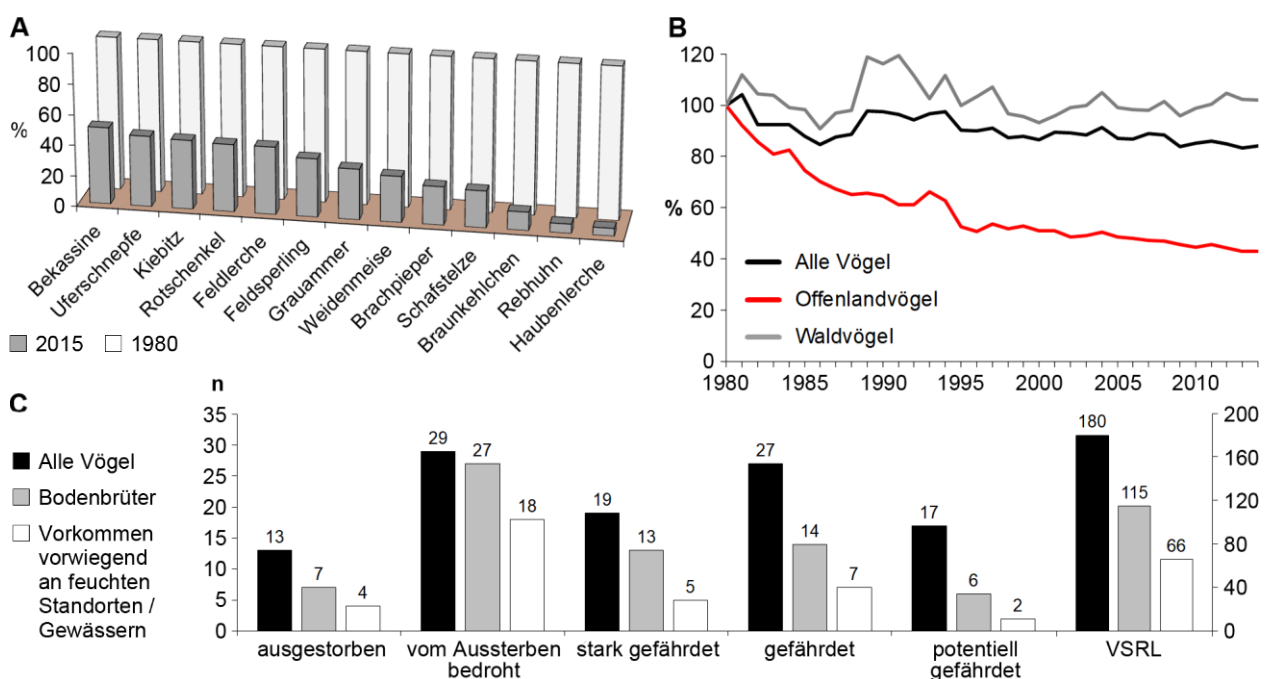


Abb. 1: A: Entwicklung der Bestände ausgewählter Offenlandvögel in Europa von 1980 bis 2015 (eigene Grafik nach Daten von EBCC et al. 2018), B: Der Common Farmland Bird Indicator (rote Linie) setzt die Abundanz der 33 am häufigsten in Europa vorkommenden Offenlandvögel in Relation zum Jahr 1980 (eigene Grafik nach Daten von EBCC et al. 2018), C: Anzahl der in Deutschland gefährdeten Vogelarten (eigene Grafik nach Daten von Südbeck et al. 2007).

Abgesehen vom Verlust artenreicher Habitats durch Umwandlung in Ackerflächen hat die Intensivierung der Landwirtschaft auch durch prozesstechnische Veränderungen zum Teil gravierende Auswirkungen auf die Vogelwelt im Offenland. So charakterisiert sich die intensive Landwirtschaft unter anderem durch den Einsatz immer größerer Maschinen sowie immer früher und häufiger im Jahr stattfindende Mahdtermine, denen nicht selten sowohl Nester als auch Jungvögel zum Opfer fallen (Bollinger et al. 1990). Eine bessere Druscheffizienz der Erntemaschinen führt außerdem dazu, dass sich der Körnerverlust bei der Ernte auf ein Minimum reduziert. Zusammen mit der deutlich verkürzten Erntezeit kann es als Folge, vor allem in Ackerbaugebieten mit vorherrschendem Getreideanbau, für viele Tierarten zu einem sogenannten Ernteschock kommen, einer schlagartigen Änderung des Lebensraums, welche eine ebenso rasche Umstellung in der Nahrungs- und Deckungssuche erfordert und viele Tierarten der Agrarlandschaft vor eine Herausforderung stellt (Tapper und Barnes 1986; Reitz und Leonard 1994; Rühle 1999). Für einige Feldvögel, wie die häufig in Getreidefeldern brütende Feldlerche oder den Kiebitz, hängt zudem die Wahl des Neststandortes stark von der Dichte und Höhe der umgebenden Vegetation ab (Wilson et al. 1997; Milsom 2005). In den aus Produktivitätsgründen zunehmend dicht gepflanzten Getreidefeldern finden sie folglich immer seltener geeignete Brut- und Landeplätze sowie genügend Nahrung. In diesem Kontext scheint vor allem der zunehmend praktizierte Wechsel von Frühjahr- zu Herbstsaaten eine gravierende Rolle zu spielen. So steht das im Herbst gesäte Wintergetreide im Frühjahr zu Beginn der Brutzeit meist bereits zu dicht für viele Vogelarten und führt so zu einem Mangel an Brutplätzen (Shrubb 1985; Shrubb et al. 1991; Wilson et al. 1997; Milsom 2005). Als indirekte Folge der Intensivierungsprozesse stellt außerdem auch die aus dem Verlust von Feldstrukturen resultierende Homogenisierung der Agrarlandschaft eine der Hauptursachen für die rückläufigen Bestände vieler Bodenbrüter im Offenland dar (Krebs et al. 1999; Aebischer et al. 2000; Smith et al. 2005), während der intensive Gebrauch von Düngemitteln, Herbiziden und Insektiziden zu einem Mangel an insektenreicher Nahrung für die Jungvögel und somit zu einer weiteren Verschlechterung der Brutstandorte führt (Hudson et al. 1990; Tapper et al. 1996; Benton et al. 2003; Südbeck et al. 2007).

Gewässergebundene Vögel sind zudem auch durch den zunehmenden Verlust von Schilfgürteln und die Bebauung naturnaher Gewässerufer gefährdet. Vor allem Meliorationsmaßnahmen wie Trockenlegungen von Feuchtwiesen, Deichbau und Regulierungen von Stand- und Fließgewässern, aber auch Freizeitaktivitäten an Gewässern führen dabei zu einer Habitatverschlechterung für viele Wasservögel (Hagemeijer und Blair 1997; Marion et al. 2000; Kushlan und Hancock 2005; Kear 2005; Bauer et al. 2006; Ross et al. 2012; Lehtikoinen et al. 2017). Auch aus diesem Grund verzeichnen Gewässerökosysteme heute europaweit den höchsten Verlust an Biodiversität (Sala et al. 2000; Dudgeon et al. 2006). Die durch die Intensivierung der Landwirtschaft bedingten Lebensraumverschlechterungen können dabei durch komplexe Wechselbeziehungen natürlich bedingte Mortalitätsursachen wie beispielsweise Klima-, Witterungs- oder auch Stressfaktoren deutlich verstärken (Müller 1996). So kann eine nahrungsbedingt schlechte Kondition der Vögel ebenso wie das Fehlen von schutzbietenden Strukturen die Anfälligkeit gegenüber Witterungseinflüssen deutlich erhöhen, während ein Mangel an Deckungsmöglichkeiten die Bildung von ökologischen Fallen begünstigt und somit zu einer höheren Prädisposition von Gelegen führen kann (Evans 2004). Auch können durch die globale Erwärmung bedingte zunehmend niederschlagsreichere Frühjahre diese Effekte verstärken, während früher beginnende Vegetationsphasen dazu führen, dass die Mahdtermine im Grünland immer häufiger in die Brutzeit vieler am Boden brütender Vogelarten fallen (Südbeck et al. 2007).

Um den Schutz wild lebender Vogelarten und ihrer Lebensräume zu regeln, beschloss die Europäische Union bereits 1979 mit der Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EEC, heute 2009/147/EC, kurz VSRL) die Ausweisung von speziell für den Schutz von Vögeln ausgerichteten Vogelschutzgebieten (VSG). 1992 folgte die Eingliederung der VSG in das europaweite Schutzgebietsnetzwerk Natura2000, in welchem sich auch die Schutzgebiete der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (kurz FFH-Richtlinie) befinden. Bis heute gibt es allein in Deutschland 742 VSG (11,3 % der Landfläche), in denen Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für wild lebende Vogelarten umgesetzt werden. Auch in der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) wurden Schutzmaßnahmen getroffen, die unter anderem ein verpflichtendes Greening in der Landwirtschaft umfassten. Dementsprechend erhalten die Landwirte heute im Rahmen der Ökologisierung ein Drittel der EU-Direktzahlungen nur noch bei Erfüllung bestimmter Cross-Compliance. Dazu gehören unter anderem auch die Ausweisung von mindestens fünf Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche als ökologische Vorrangfläche in Form von Dauergrünland, Wiesen oder Brachflächen sowie eine höhere Diversifizierung der angebauten Kulturarten. Auch werden umweltverbessernde Maßnahmen wie eine höhere Strukturvielfalt in Form von Hecken und Windschutzgürteln angerechnet (VO 1307/2013/ EU, ABI 2013 L 347/608). Trotz dieser Beschlüsse und der daraus folgenden Lebensraumverbesserungen sowie Förderungen extensiver Bewirtschaftungsmethoden (Ostermann 1998) konnte die europaweit negative Entwicklung bei den meisten Bodenbrütern bislang jedoch nicht gestoppt werden (Südbeck und Krüger 2004; Südbeck et al. 2007).

Aus diesem Grund geriet in den letzten Jahren der Einfluss von Prädatoren auf den Brut- und Schlupferfolg von Bodenbrütern als Sekundärfaktor der intensiver werdenden Landwirtschaft zunehmend in den Fokus der Thematik. Nach Evans (2004) hängt Prädation eng mit der Qualität und Strukturvielfalt eines Lebensraums zusammen und kann in strukturlosen Lebensräumen durch einen Mangel an Versteckmöglichkeiten der Beutetiere durchaus gefördert werden. Mittlerweile berichten zahlreiche Studien von einem direkten Zusammenhang zwischen Prädation und rückläufigen Bodenbrüterabundanz (Baines 1990; Newton 1993; Grant et al. 1999; Bellebaum 2002; Bellebaum und Boschert 2003; Langgemach und Bellebaum 2005). Vor allem beim Rebhuhn (Tapper et al. 1996; Gottschalk und Beeke 2014, 2015) sowie bei verschiedenen Wiesenlimikolen wie Großem Brachvogel (*Numenius arquata*) (Grimm 2005; Douglas et al. 2014), Kiebitz (Milsom 2005) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) (Leigh et al. 2017) soll Prädation eine bedeutende Rolle für die rückläufigen Bestandsentwicklungen spielen (Bellebaum 2002; MacDonald und Bolton 2008). Negative Einflüsse von Prädation auf den Brut- und Nesterfolg wurden aber auch für zahlreiche am Boden brütende Singvogelarten wie Goldammer (*Emberiza citrinella*) (Bradbury et al. 2000), Grauammer (*Emberiza calandra*) (Brickle et al. 2000) und Feldlerche (Chamberlain & Crick 1999; Donald et al. 2002) nachgewiesen.

Abgesehen von der Prädation durch Greifvögel und Krähen hebt ein Großteil der Studien die Bedeutung von Raubsäugetieren (Carnivora, Mammalia) am Prädationsgeschehen hervor (Crooks und Soulé 1999; Sanders und Maloney 2002; Engl et al. 2004; Südbeck und Krüger 2004; Gottschalk und Beeke 2014, 2015). Auch für die in Brandenburg wiederangesiedelte und vom Aussterben bedrohte Großtrappe (*Otis tarda*) scheint die Prädation durch Raubsäuger eine der Hauptmortalitätsursachen zu sein. So weisen großräumige Einzäunungen im Vogelschutzgebiet (VSG) Havelländisches Luch auf einen Zusammenhang zwischen dem Ausschluss von Karnivoren und einem höheren Brut- und Nestlingserfolg der Großtrappe, aber auch anderer Bodenbrüter wie Kiebitz und Sumpfohreule (*Asio flammeus*), hin (Abb. 2) (Litzbarski und Eschholz 1999).

Als Folge dieser Beobachtungen und um den Schutz und Erhalt der Großtrappe und anderer Bodenbrüter zu gewährleisten, findet im VSG Havelländisches Luch auf großer Fläche ein Totalabschuss der Raubsäuger statt. Auch in vielen weiteren Schutzgebieten ist die Regulierung der Raubsäugerbestände heute fester Bestandteil des Schutzgebietsmanagements. Obwohl die Prädation durch Karnivoren somit eine der wichtigsten Mortalitätsursachen für Bodenbrüter zu sein scheint, haben sich in Europa bislang jedoch nur wenige Studien mit der Frage beschäftigt, welche Arten konkret und in welchem Ausmaß genau am Prädationsgeschehen beteiligt sind, weshalb die „Täter“ in bisherigen Studien meist unbekannt blieben (Krüger et al. 2018).

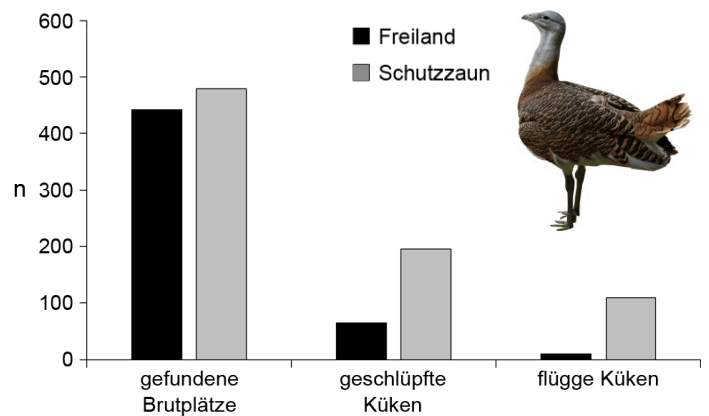


Abb. 2: Reproduktion der Großtrappe (*Otis tarda*) im brandenburgischen VSG Havelländisches Luch innerhalb und außerhalb der Schutzzäune (1990-2011). (Datenquelle: LUGV 2012)

Nach der sogenannten Mesopredator-Release Theorie (Soulé et al. 1988; siehe auch: Prugh 2009) sollen vor allem Mesokarnivoren, meist definiert durch ein Körpergewicht von unter 15 Kilogramm (Gehrt und Clark 2003), eine bedeutende Rolle bei der Prädation von Bodenbrütern spielen (Rogers und Caro 1998). Nach dieser Theorie führte die Ausrottung großer Prädatoren in den letzten Jahrhunderten zu einem Anstieg der Bestände mittelgroßer Prädatoren und somit zu einem erhöhten Prädationsdruck auf deren Beutetiere. Auf Artebene verweisen heute viele Autoren auf den Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), wenn es um den Hauptprädatoren von Vögeln geht (Bellebaum 2002; Boschert 2005; Junker et al. 2005; Isaksson et al. 2007; Draycott et al. 2008; Pedersen et al. 2009; Fletcher et al. 2010; Gottschalk und Beeke 2014, 2015; Carpio et al. 2016; Kämmerle et al. 2017; Roos et al. 2018). Meist wird dabei auf Korrelationen zwischen abnehmenden Vogelbeständen und zunehmend hohen Populationsdichten des Rotfuchses verwiesen. Letztere stiegen vor allem seit der 1980 eingeführten Oralimmunisierung gegen die Tollwut kontinuierlich an (Goretzki et al. 1997) und befinden sich heute auf einem konstant hohen Level. Auch wurden die Rotfuchsbestände in der Vergangenheit im Rahmen der Tollwutbekämpfung durch verstärkten Abschuss mit Prämienzahlungen sowie Baubegasungen niedrig gehalten (Litzbarski 1998). Problematisch scheint dabei vor allem, dass der Fuchs nicht nur Nester plündert, sondern auch für größere Altvögel wie den Höckerschwan (*Cygnus olor*) oder die Graugans (*Anser anser*) eine unmittelbare Gefahr darstellt (Litzbarski 1998). Aus diesem Grund rückte der Rotfuchs in der Vergangenheit europaweit zunehmend in den Fokus der Raubwildbejagung. Abgesehen davon scheinen aber auch Iltis (*Mustela putorius*) und Hermelin (*Mustela erminea*) häufig als Prädatoren von Bodenbrütern zu agieren (Belting et al. 1997; Köster und Bruns 2003), während Baummarder (*Martes martes*) und Steinmarder (*Martes foina*) sowie der Dachs (*Meles meles*) bisher nur selten als Prädatoren erwähnt wurden und daher eine untergeordnete Rolle zu spielen scheinen (Übersicht in Langgemach und Bellebaum 2005). Deutlich weniger Beachtung bei der Prädation von Bodenbrütern erfuhren in der Vergangenheit hingegen die allochthonen Raubsäugerarten Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) und Amerikanischer Mink (*Neovison vison*), so dass vor allem die Rolle dieser Neubürger bei der Nestprädation weitgehend unklar ist (Salo et al. 2007). Hinzu kommt, dass die Populationen dieser Raubsäugerarten in vielen Teilen Europas seit geraumer Zeit ansteigen (Abb. 3 D).

Die höchste Abundanz erreicht dabei der aus Nordamerika stammende Waschbär, der zur Bereicherung der Fauna erstmals 1934 an der Südseite des hessischen Edersees bei Kassel erfolgreich ausgewildert wurde und dessen Bestand heute bundesweit auf über 1 Millionen Tiere geschätzt wird (Jernelöv 2017), wobei die Verbreitungsschwerpunkte in den deutschen Bundesländern Hessen und Brandenburg liegen (Fischer et al. 2017) (Abb. 3 A-C). Zusätzlich zu dieser Aussetzung kam es in den Folgejahren zu mehreren Ausbrüchen und Freilassungen von Waschbären aus diversen Pelztierfarmen. Am bekanntesten ist dabei das Entkommen von 25 Tieren aus einer Pelztierfarm im brandenburgischen Wolfshagen, was die Gründung des östlichen Standbeins der noch bis heute weitestgehend zweigeteilten deutschen Gesamtpopulation zur Folge hatte (Stubbe 1993; Hohmann und Bartussek 2011). Aufgrund seiner Abundanz zählt der Waschbär mittlerweile in Deutschland sowohl zoogeografisch als auch nach Rechtslage zu den heimischen Tierarten (§7 Abs. 2 Satz 7 BNatSchG). Auch in vielen anderen Ländern Europas wurden Waschbärvorkommen aus teilweise unklarer Herkunft bestätigt, so dass es sich beim Waschbären heute um eine europaweit verbreitete Raubsäugerart handelt. Abgesehen von den beiden größten Populationen in Deutschland wurden Waschbären bereits in Russland, Serbien, der Slowakei, Slowenien, Rumänien, Georgien, Ungarn, Österreich, Belgien, Tschechien, Italien, Spanien, der Schweiz, Estland, Litauen, Luxemburg, den Niederlanden sowie im Nordosten Frankreichs nachgewiesen (Léger 1999; Timm et al. 2016). Dort wurden 1966 bei der Stadt Laon einige von einer US-Air-Force-Einheit als Maskottchen gehaltene Tiere freigelassen (Hohmann und Bartussek 2011). Auch die europäischen Populationen des Amerikanischen Minks und des aus Ostasien stammenden Marderhundes beruhen zum größten Teil auf Ausbrüchen und Freilassungen aus Pelztierfarmen und haben sich in den letzten Jahrzehnten über weite Teile Europas verbreitet (Dunstone 1993; Genovesi et al. 2009).

Angeichts dieser Entwicklungen rückte in jüngster Zeit die Bedeutung allochthoner Raubsäugerarten am Prädationsgeschehen von Bodenbrütern zunehmend in den Fokus der öffentlichen Diskussion. Angefeuert wird diese Debatte durch zahlreiche Studien aus den USA und Kanada, die belegen, dass vor allem der Waschbär durchaus als Hauptprädator von Wasservögeln agieren kann (Urban 1970; Cowardin et al. 1983; Johnson et al. 1989, 1992; Sargeant et al. 1993; Schmidt 2003; Ellis et al. 2007). Zudem ist bekannt, dass der Waschbär als ausgeprägter Nahrungsoportunist vor allem leicht zugängliche Nahrung präferiert und dabei auch Eier und Vögel frisst (Engelmann et al. 2011; Winter 2005). Trotz dieser Erkenntnisse sind empirische Beweise für eine Invasivität des Waschbären in Europa nach wie vor sehr selten (Kauhala et al. 1998). So konnte bislang europaweit in keiner wissenschaftlichen Untersuchung ein bedeutender Prädationsdruck des Waschbären auf Bodenbrüter nachgewiesen werden (Lutz 1981; Gebhardt et al. 1996; Köhnemann und Michler 2009; Stahl 2010; Becker 2011; Engelmann et al. 2011; Michler 2017) und auch für den Marderhund liegen bislang keine Hinweise für einen bestandsbeeinflussenden Einfluss auf Bodenbrüter vor (Lavrov 1971; Nasimovič und Isakov 1985; Kauhala und Kowalczyk 2011). Im Gegensatz dazu belegen Studien eine bedeutende Rolle des Minks für den Bruterfolg von Wasservögeln in England (Macdonald und Harrington 2003), Schottland (Craik 1997; Aars et al. 2001), Polen (Bartoszewicz und Zalewski 2003) und Finnland (Banks et al. 2008). Trotz dieser Erkenntnisse wurden jedoch auch für den Mink bislang überraschend wenig Folgestudien zur Abschätzung der potentiellen Folgeeffekte durchgeführt (Banks et al. 2008). Dies ist umso überraschender in Anbetracht der Tatsache, dass die genaue Identifizierung der am Prädationsgeschehen von am Boden brütenden Vogelarten beteiligten Raubsäugerarten von allergrößter Bedeutung für einen zielgerichteten, effizienten und nachhaltigen Vogelschutz in den Europäischen Vogelschutzgebieten ist.

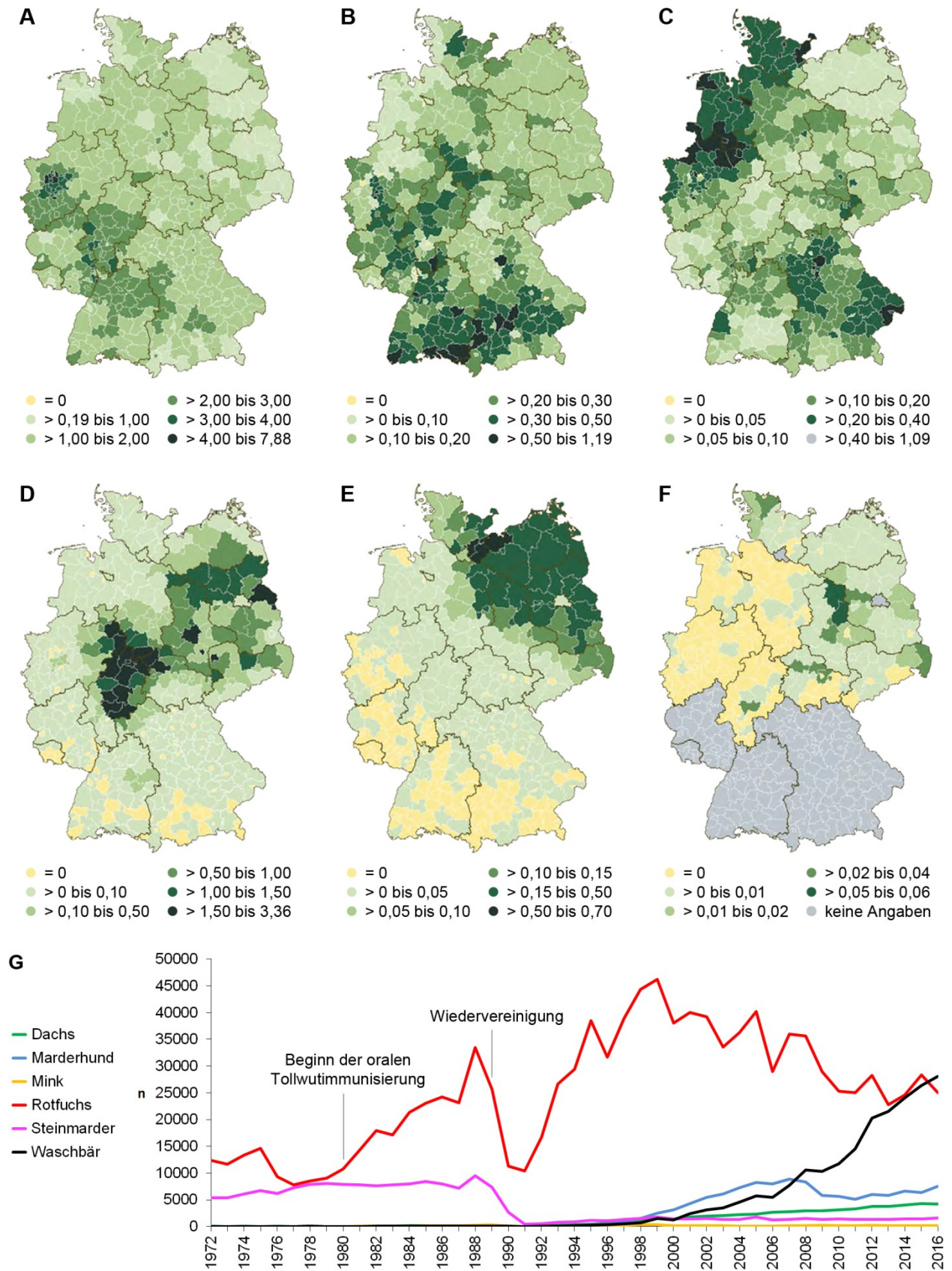


Abb. 3: A-F: Durchschnittliche Jagd- und Fallwildstrecke der Jagdjahre 12/13 bis 15/16 (Individuen pro 100 ha Jagdfläche des jeweiligen Landkreises). A: Rotfuchs, B: Dachs, C: Steinmarder, D: Waschbär, E: Marderhund, F: Mink (Grafiken bearbeitet nach ©Greiser et al. 2018). G: Jagd- und Fallwildstrecken verschiedener Raubsäugerarten in Brandenburg (eigene Grafik nach Daten von MLUL 2018).

1.1. Forschungskonzept, Zielstellung und Forschungsfragen

Das übergeordnete Ziel der hier vorliegenden Dissertation ist die Einschätzung und Bewertung des Prädationspotentials verschiedener mittelgroßer Raubsäugerarten auf am Boden oder bodennah brütende Vogelarten im brandenburgischen Vogelschutzgebiet (VSG) Mittlere Havelniederung (VSG-MH).

Die Untersuchungen der Wechselwirkungen zwischen Raubsäugern und am Boden brütenden Vogelarten stellen im Rahmen des Großtrappenschutzes besonders in den drei brandenburgischen VSG „Fiener Bruch“, „Havelländisches Luch“ und „Belziger Landschaftswiesen“ seit längerem ein wichtiges Forschungsfeld dar. Da in diesen VSG aufgrund der intensiven Raubsäugerbejagung jedoch keine Telemetriestudien möglich sind, wurde für diese Studie ein Gebiet im nahegelegenen VSG Mittlere Havelniederung ausgewählt, in welchem zum Zeitpunkt der Studie kein besonderes Raubsäugermanagement durchgeführt wurde.

Für die Bearbeitung der Zielstellung wurde ein Forschungsdesign entwickelt, bei welchem räumliche Wechselbeziehungen zwischen Bodenbrütern und ausgewählten Raubsäugerarten auf drei verschiedenen räumlichen Ebenen untersucht wurden: der Landschaftsebene, repräsentiert durch das gesamte VSG-MH, der Habitatebene einzelner Raubsäugerarten und der Mikro-Habitat Ebene, die sich auf die Aktionsraumzentren der Raubsäuger beschränkte (Abb. 4). In einem ersten Schritt wurde dafür zunächst die Zusammensetzung sowie die räumliche Verteilung der lokalen Raubsäugerzönose im Schutzgebiet unter Verwendung einer Kombination von Kamerafallen und Lebendfängen untersucht, wobei bei der Methodik in Anlehnung an Schröder et al. (2005) drei Lebensraumtypen unterschieden wurden: [1] Wald, [2] Agrarlandschaft sowie [3] Gewässerstandorte. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde in einem zweiten Schritt die Raum- und Habitatnutzung der am häufigsten nachgewiesenen Raubsäugerarten mit Hilfe modernster GPS-Sender genauer untersucht. Um Zusammenhänge zwischen der Raumnutzung der Raubsäuger und dem Vorkommen und der räumlichen Verteilung ausgewählter am Boden brütender Vogelarten aufzudecken, wurden die Ergebnisse der Raumnutzung anschließend durch Berechnung einer räumlichen Prädator-Beute-Überlappung mit Daten einer post-hoc durchgeführten Vogelkartierung verglichen.

Landschaftsebene

Vogelschutzgebiet
„Mittlere Havelniederung“

Habitatebene

Individuelle Aktionsräume
der Raubsäuger

Mikro-Habitatebene

Individuelle Aktionsraumzentren
der Raubsäuger (Kerngebiete)

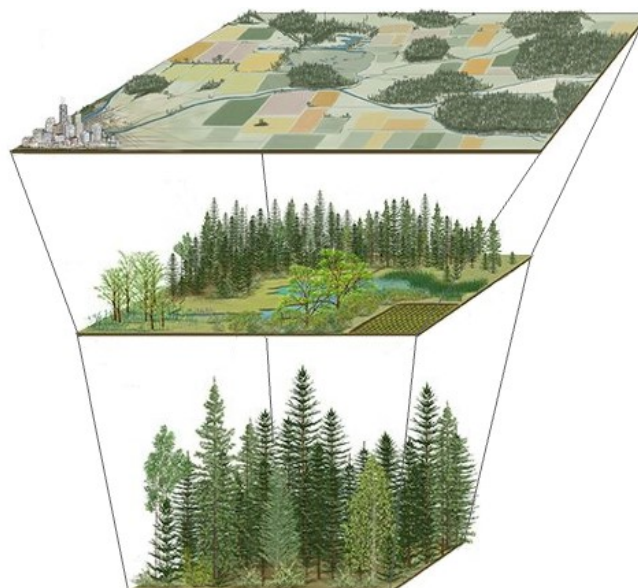


Abb. 4: Räumliche Betrachtungsebenen des Forschungsdesigns (bearbeitet nach ©Encyclopedia Britannica, Inc.)

In dieser Studie wurden neueste Technologien eingesetzt, welche bislang nur relativ wenig Anwendung in dieser Thematik fanden. So ermöglichte neben der Verwendung von Kamerafallen vor allem der Einsatz hochmoderner GPS-Sender eine wesentlich detailliertere Betrachtung des Raumnutzungsverhaltens einzelner Raubsäuger als es in bisherigen Studien bislang möglich war. Die hier vorliegende Studie ist zugleich europaweit eine der ersten Studien, in denen GPS-Sender bei Waschbären eingesetzt wurden und nach bestem Wissen die allererste überhaupt, in der die Raumnutzung zweier verschiedener Raubsäugerarten im selben Gebiet mit dieser Methode und einer Intervallauflösung von weniger als 45 Minuten verglichen wird. Kombiniert wurde die GPS-Telemetrie mit einer umfassenden Vegetationskartierung, um Aussagen über die Habitatnutzung auf Habitat- und Mikrohabitatebene machen zu können. Als Ergänzung der räumlichen Untersuchungen wurde außerdem auch das Nahrungsspektrum der am häufigsten vorkommenden Raubsäugerarten Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und Waschbär (*Procyon lotor*) untersucht, wobei die Methode der Losungsanalyse Anwendung fand. Die in dieser Studie gewonnenen Erkenntnisse sollen dazu beitragen, ein deutlich besseres Verständnis der Raumnutzung und Nahrungsökologie von Rotfüchsen und Waschbären in Offenlandlebensräumen Mitteleuropas zu erlangen. Basierend auf den Erkenntnissen über den Einfluss einzelner Raubsäugerarten auf Bodenbrüter sollen zudem Empfehlungen für ein nachhaltiges Raubwildmanagement sowie den Vogelschutz in den Europäischen Vogelschutzgebieten abgeleitet werden.

Hypothesen:

Mit Blick auf die aktuellen Jagdstreckenentwicklungen in Brandenburg sowie vergleichbare Studien und die Ökologie der in Brandenburg heimischen Raubsäugerarten folgt diese Arbeit der zentralen Hypothese, dass im VSG-MH neben dem Rotfuchs in erster Linie die allochthonen Raubsäugerarten Waschbär und Marderhund ein hohes Prädationspotential auf am Boden brütenden Vogelarten ausüben.

Folgende weitere Hypothesen werden in dieser Studie bearbeitet:

- Aufgrund von aktuellen Jagdstrecken und zwei Vorarbeiten (Parker 2014; Wicke 2014) wird davon ausgegangen, dass Rotfuchs, Waschbär und Marderhund zu den häufigsten Raubsäugerarten im VSG-MH gehören
- Waschbären spielen aufgrund ihrer Präferenz für Gewässer vor allem eine bedeutende Rolle bei der Prädation von am Boden brütenden Schilf- und Wasservögeln

Basierend auf aktueller Literatur werden zudem folgende Hypothesen gemacht:

- Rotfüchse präferieren Wälder sowie Offenlandschaften und meiden Sumpflandschaften
- Waschbären hingegen präferieren Sumpflandschaften und Wälder und meiden offene Landschaften
- Rotfüchse ernähren sich vor allem von Kleinsäufern und Aas aber auch häufig von Vögeln
- Waschbären ernähren sich vor allem von Wirbellosen und Obst. Vögel spielen jedoch ebenfalls eine wichtige Rolle im Nahrungsspektrum des Waschbären

Die Beantwortung der Zielstellung schließt gleichermaßen und abhängig von der betrachteten räumlichen Ebene die Beantwortung folgender Fragestellungen mit ein:

a) Erfassung von Untersuchungsparametern auf Landschaftsebene:

- Welche Raubsäugerarten kommen im VSG vor?
- Wie sind diese Raubsäugerarten räumlich und ökologisch über das VSG verteilt?
- Was sind die am häufigsten vorkommenden Raubsäugerarten im VSG?
- Gibt es regional erkennbare Raumnutzungs- und Abwanderungstendenzen?
- Welche Bodenbrüterarten kommen im VSG vor und in welcher Häufigkeit?
- Lassen sich bereits auf Landschaftsebene potentielle Einflüsse auf Bodenbrüter abschätzen?

b) Erfassung von Untersuchungsparametern auf individueller Habitalebene

- Gibt es interspezifische Unterschiede in Bezug auf Lage, Form, Größe und Zusammensetzung des Habitats der ausgewählten Raubsäugerarten?
- Wie hoch ist die intraspezifische Variabilität in Bezug auf Lage, Form, Größe und Zusammensetzung des Habitats der ausgewählten Raubsäugerarten?
- Gibt es artspezifische Präferenzen und Meidungen bestimmter Vegetationstypen?
- Gibt es diurnale und/oder annuale Unterschiede in der Raum- und Habitatnutzung?
- Verändert sich die Raum- und Habitatnutzung während und außerhalb der Brutzeit?
- Lassen sich auf Habitalebene Wechselbeziehungen mit Bodenbrütern erkennen?

c) Erfassung der Untersuchungsparameter mit räumlichem Bezug auf die Aktionsraumzentren (Kerngebiete) der ausgewählten Raubsäugerarten

- Wie groß sind die Aktionsraumzentren?
- Wie sind die Aktionsraumzentren verteilt?
- Gibt es inter- und/oder intraspezifische Unterschiede in Bezug auf Größe, Form, Anzahl und Lage der Aktionsraumzentren?
- Wie sieht die Habitatzusammensetzung der Aktionsraumzentren aus?
- Gibt es Überschneidungen zwischen den Kerngebieten der Raubsäuger und den Beobachtungen der Bodenbrüter?
- Gibt es bezüglich der Raubsäuger interspezifische Unterschiede bei der Überlappung mit bestimmten Vogelarten?
- Wie sieht das Nahrungsspektrum der ausgewählten Raubsäugerarten in den Kerngebieten aus?
- Gibt es interspezifische Unterschiede in Bezug auf das Nahrungsspektrum?
- Wie hoch ist der Anteil an Vögeln im Nahrungsspektrum der ausgewählten Raubsäugerarten?

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

2.1.1. Geographische Situation und Definition

Die freilandökologischen Untersuchungen dieser Studie fanden im Europäischen Vogelschutzgebiet (VSG) Mittlere Havelniederung (VSG-MH) (EU-Nr.: DE 3542-421) statt, welches sich rund 10 Kilometer westlich von Berlin mit einer Fläche von 25.024 Hektar über das gesamte Beetzseebecken und die Havelniederung erstreckt und dabei Teile der Landkreise Havelland (HVL), Potsdam-Mittelmark (PM) und Brandenburg an der Havel (BRB) umfasst. Aufgrund verschiedener Vorarbeiten (Parker 2014; Wicke 2014; Starik 2016) und der daher bereits verfügbaren Kontakte zu lokalen Stakeholdern sowie aus logistischen Gründen wurden die Untersuchungen exemplarisch im nordwestlichen Teil des VSG in der Nähe der Forschungsstation Linde und unmittelbar nördlich des Oberen Beetzsees durchgeführt (52,480 – 52,561 N und 12,565 – 12,700 E, etwa 35 ü. NN) (Abb. 5). Zusammen mit der lokalen Jägerschaft und den Landwirten wurde in diesem Gebiet eine Fläche von etwa 1.010 Hektar für den Lebendfang der Raubsäuger ausgewählt (im Folgenden als Fanggebiet bezeichnet, kurz FG). Das FG deckte sich, unter Ausschluss des Waldgebietes im Norden, im Wesentlichen mit den Grenzen der Gemarkung Gortz und umfasste im Nordwesten ein weiteres Jagdrevier der Gemarkung Ketzür. Die spätere Beobachtung der mit GPS-Sendern markierten Tiere fand hingegen auf zwei diskunkten, wesentlich größeren Flächen von mehr als 5.867 ha statt (im Folgenden als Gesamtuntersuchungsgebiet bezeichnet, kurz: GUG). Das GUG definierte sich dabei durch die Belaufgebiete ($KDE_{95\%}$) aller besenderten Tiere (Abb. 6). Insgesamt entfielen 91,9 % (927,7 ha) des FG und 60,2 % des GUG auf das VSG-MH. Das GUG erstreckte sich dabei über die Gemarkungen Brandenburg, Barnewitz, Butzow, Garlitz, Gortz, Groß-Behnitz, Ketzür, Lünow, Marzahne, Päwesin sowie Ribbeck und beinhaltete die Ortschaften Bollmannsruh, Butzow, Gortz, Grabow, Groß-Behnitz, Ketzür, Kieck und Lünow (siehe Abb. A1, S. 192).

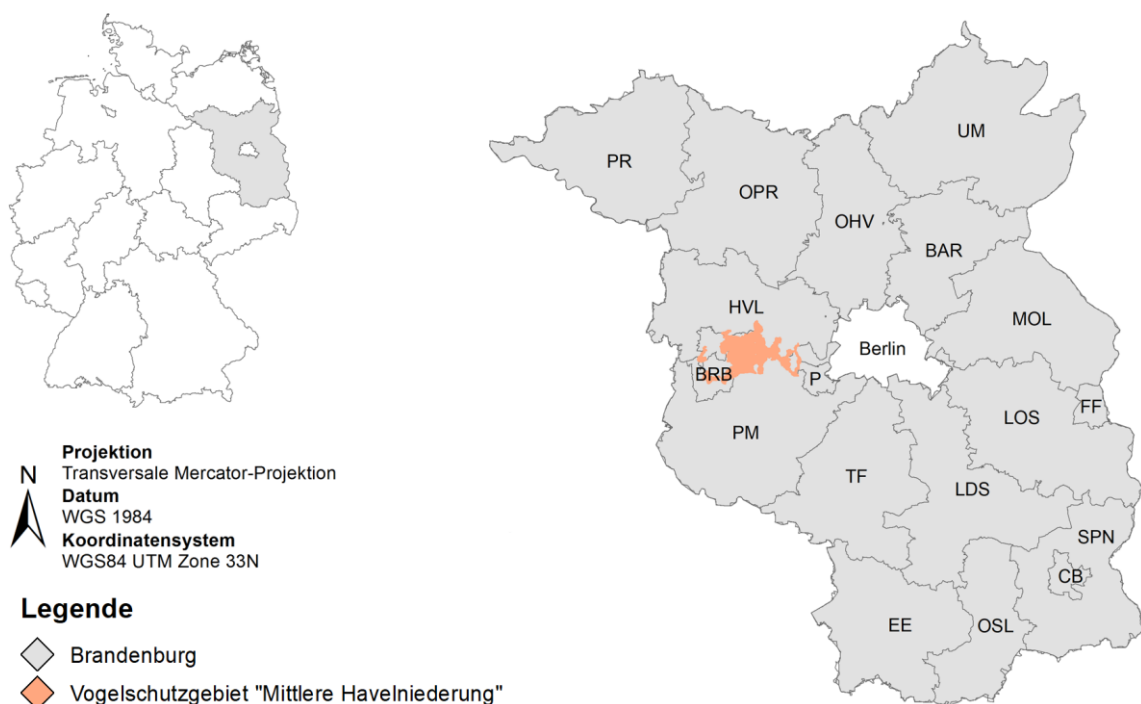


Abb. 5: Geographische Lage des Vogelschutzgebietes Mittlere Havelniederung in Brandenburg

2.1.2. Naturräumliche Beschreibung

Das VSG Mittlere Havelniederung befindet sich größtenteils im nordwestlichen Teil des Naturraums Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen (siehe Abb. A2, S. 193) (Scholz 1962). Dieser wurde im Wesentlichen durch die glaziale Serie während der Weichsel-Kaltzeit vor 115.000 – 11.600 Jahren geprägt und charakterisiert sich heute durch eine vielfältige und weitgehend gehölzfreie Landschaft aus Gletschermoränen, hügeligen Endmoränen, vermoorten Niederungen sowie Sander- und Talsandflächen (Küster 2007). Innerhalb dieses Naturraums liegen der nördliche Teil des VSG-MH und der Großteil des GUG auf dem westlichen Bereich der Nauener Platte, einer flachwelligen Grundmoräne, die sich durchschnittlich um 15 Meter von der Umgebung erhebt und durch überwiegend nährstoffarme Standorte gekennzeichnet ist. In den verstreuten, tieferen Senken befinden sich hingegen großteils Feucht- und Bruchwaldgebiete. Im südlichen Teil des GUG geht die Nauener Platte über die landwirtschaftlich geprägte Beetzseelandschaft in das Niederungsgebiet des Brandenburg-Potsdamer Havelgebietes über, dessen Landschaftsbild von der Havel und einer Vielzahl an Seen bestimmt wird. Aufgrund zahlreicher Schmelzwasserabflussbahnen der Gletscher am Ende der Weichsel-Kaltzeit entstand hier ein weitläufiges Netz aus Fließ- und Stehgewässern.

Die Havel fließt etwa 60 Kilometer nordwestlich des Untersuchungsgebietes in die Elbe, in deren Unter- und Mittellauf sich besonders während des Atlantikums verstärkt Sedimente ablagerten, so dass die Elbe heute höher liegt als die Havel, deren Sinkstoffe sich meist bereits vorher in den zahlreichen Havelseen absetzten. Die höhere Lage der Elbe führte folglich zu einem regelmäßigen Zurückfließen des Elbhochwassers in die Havel und deren Niederungen und verursachte jährliche Überflutungen der Havelregion (Weiße 2003). Noch heute dringt das Hochwasser der Elbe im Frühjahr zurück über die Havel in die zahlreichen Havelseen und führt zu langanhaltenden Überschwemmungen, die erst wieder nach Absinken des Wasserstandes der Elbe im Frühsommer zurückgehen. Zusätzlich sorgten seit dem 13. Jahrhundert auch zahlreiche Mühlenstau an der Havel dafür, dass es in den letzten Jahrhunderten zur Bildung flachgründiger Niedermoore kam und die Fließgeschwindigkeit der Havel herabgesetzt wurde (Hartong et al. 2014). Der daraus resultierende Anstieg des Grundwasserspiegels oberhalb der Stau führte in weiterer Folge dazu, dass sich in den Niederungen und Senken dauerhaft ausgedehnte Flachmoorlandschaften und Sumpfgebiete mit Seggengräsern und Schilfbeständen, sogenannte Luche, entwickelten (Sidow 1992). Heute gehört die Untere Havelniederung mit ihren angrenzenden Niederungen zum größten zusammenhängenden Binnenfeuchtgebiet im westlichen Mitteleuropa (Kinder und Porada 2016). Die Kultivierung und Urbarmachung der Moorlandschaften setzte bereits mit der Besiedelung der Slawen im 7. Jahrhundert durch kleinräumige Meliorationsmaßnahmen und Waldrodungen zu Gunsten der Weideviehhaltung ein (Otto 1994). Im 12. Jahrhundert wurde die Elbe für die Schiffbarmachung nach und nach eingedeicht, so dass es zu einem verstärkten Wasserrückstau in die Havelregion und zu einer gesteigerten Niedermoorbildung in den Urstromtälern kam (Jacobsen 1992). Großräumige Meliorationsmaßnahmen zur Förderung des Ackerbaus und zur Reduzierung des Hochwassers folgten im 18. Jahrhundert unter Friedrich II. Neben zahlreichen Entwässerungsgräben, welche noch heute die Landschaft rund um die Havel durchziehen, trug dabei vor allem der Bau des Großen Havelländischen Hauptkanals als zentraler Vorfluter wesentlich zur Entwässerung und Urbarmachung des Havellandes bei. Die zwischen 1965 und 1985 abgeschlossenen Meliorationsarbeiten führten zu einem deutlichen Rückgang an Sumpf- und Feuchtgebieten im gesamten Havelland und

zu einer verstärkten ackerbaulichen Nutzung auf den neu gewonnenen Flächen (Siggel 1992). Heute unterliegen die meisten nährstoffreichen, lehmig-mergeligen Böden des VSG-MH einer ackerbaulichen Nutzung (36,7 %), während auf den anderen Flächen Grünlandbewirtschaftung stattfindet. Die ursprünglich mit Stieleichen-Hainbuchen-Wäldern (*Carpinion betuli*) bewaldeten Gebiete des Havellandes waren bis zum Ende des Mittelalters fast komplett gerodet worden und einer weitläufigen Offenlandfläche gewichen (Hofman und Pommer 2005). An ihrer Stelle wurden im 18. Jahrhundert mit dem Erstarken des preußischen Staates und der planmäßigen Forstwirtschaft großflächige Kiefernwald-Reinbestände (*Pinus silvestris*) zur Holzproduktion gepflanzt (Jacobsen 1992). Noch heute sind nur 11,6 Prozent der Fläche im VSG bewaldet.

Der Beetzsee und die Insel Buhnenwerder

Ein zentrales Element des VSG und des GUG ist die Beetzseerinne, die als Seenkette über eine Länge von 33 Kilometer und mit einer maximalen Tiefe von neun Metern das gesamte VSG von Nordosten in südwestlicher Richtung durchfließt und schließlich in der Stadt Brandenburg in die Havel mündet. Der Rinnensee entstand am Ende der letzten Kaltzeit, als die Schmelzwasser unter den abtauenden Gletschern abflossen und sich etwa drei bis fünf Meter in die zuvor abgelagerten Talsande einschnitten (Gliege 2014). Heute besteht die Beetzseerinne aus sechs perlschnurartig aneinandergereihten größeren Becken, wobei die drei südlichen Becken den beschiffbaren Beetzsee bilden, der über das Oberflächenwasser, die Zuläufe des Riewendsees sowie über die beiden Seen bei Groß- und Klein Behnitz gespeist wird. Die einzelnen Becken der Seenkette sind über Engpässe, sogenannte Strenge, mit einer Breite von wenigen Metern miteinander verbunden, so dass die Fließgeschwindigkeit im gesamten Beetzsee sehr gering ist (Gliege 2014).

Die gesamte Seenkette ist bereits seit dem 13. Jahrhundert hydrologisch an die Wasserstände der Havel gekoppelt (Jacobsen 1992; Rudolph 2005). Die Verbindung erfolgt heute über die Beetzsee-Riewendsee-Wasserstraße (BRW), deren Wasserpegel in der Stadt Brandenburg über verschiedene Stauwehre reguliert wird. Dabei werden die Wehre bei Hochwasser der Havel geschlossen, so dass es zu einem Rückstau des Wassers bis in den Riewendsee kommt. Bei niedrigen Wasserständen der Havel kommt es hingegen zu einem verstärkten Wasserabfluss aus dem See. Demnach unterliegt die gesamte Seenkette im Jahresverlauf starken Pegelschwankungen von bis zu zwei Metern. Da ein hoher Pegelstand des Beetzsees auch zu einem Rückstau der zahlreichen Entwässerungskanäle in der Region führt, kommt es vorwiegend im Frühjahr zu einem hohen Grundwasserspiegel. Als Folge kommt es vor allem in der ersten Jahreshälfte an zahlreichen Standorten zu Staunässe, wobei viele Standorte direkt am Ufer des Beetzsees oder entlang der Entwässerungsgräben bis in den Mai hinein unter Wasser stehen. Da auf diesen Flächen kein Ackerbau möglich ist, bestehen große Teile des VSG aus Dauergrünland (29,9 %), welches von Mitte Mai bis in den Oktober hinein der Grünlandnutzung, meist in Form von Wechselbeweidung, unterliegt.

Bei der Bildung der Beetzseerinne hatte sich am Ende der letzten Kaltzeit an beiden Uferseiten Haveltonmergel aus den Schmelzwässern der Gletscher niedergeschlagen. Zudem sorgten der jahrhundertelange Rückstau des Elbehochwassers sowie die jährlichen Überschwemmungen dafür, dass sich im Laufe der Zeit Ablagerungen von Auenlehmschlick mit einer Mächtigkeit von bis zu 17 Metern an den Ufern abgelagerten. Diese Ablagerungen waren in den 1950er Jahren die Grundlage für die aufkommende Ziegelindustrie im gesamten Beetzseegebiet (Gliege 2014). Zu Hochzeiten wurde in mehreren Dutzend Ziegeleien Bauma-

terial für die früheren Residenzstädte Potsdam und Berlin gebrannt. Den Rohstoff gewannen die Ziegeleien aus verschiedenen Tongruben rund um den Beetzsee und auch Torf wurde vielerorts gestochen und als billiges Brennmaterial eingesetzt oder in die Städte weiterverschifft (Gliege 2014). Nachdem 1970 die letzte Ziegelei den Betrieb einstellte, erinnern heute nur noch die zahlreichen, mittlerweile mit Wasser gefüllten Tongruben und Torfstiche entlang des Beetzsees an die einstige Ziegelproduktion. In Mitten des dritten Beetzseebeckens, dem sogenannten Oberen Beetzsee, und gegenüber des Gassendorfs Lünow befindet sich die etwa sieben Hektar große Insel Buhnenwerder, die als ältestes Naturschutzgebiet der Stadt Brandenburg seit 1930 als Möweninsel Buhnenwerder ausgewiesen ist und auf der sich einst die größte Lachmöwenkolonie Deutschlands befand. Bis ins 20. Jahrhundert hinein wurden auf der Insel Schafe und Ziegen gehalten, um die Insel frei von Gehölz zu halten. Nach der politischen Wende im Jahr 1989 wurde die Weidehaltung jedoch aufgegeben und die Insel der Sukzession überlassen (Rudolph 2005). Heute unterliegt der gesamte Beetzsee, vor allem in den Sommermonaten, einer starken touristischen Nutzung durch Angler, Motorboot- sowie Kanufahrer. Am Nordufer des Großen Beetzsees und im FG befindet sich ein Campingplatz mit mehreren Anlegestegen. Auch werden Hausboote an Touristen vermietet, während von Brandenburg aus Kreuzfahrtschiffe täglich zu einer Rundfahrt bis in den Oberen Beetzsee ablegen.

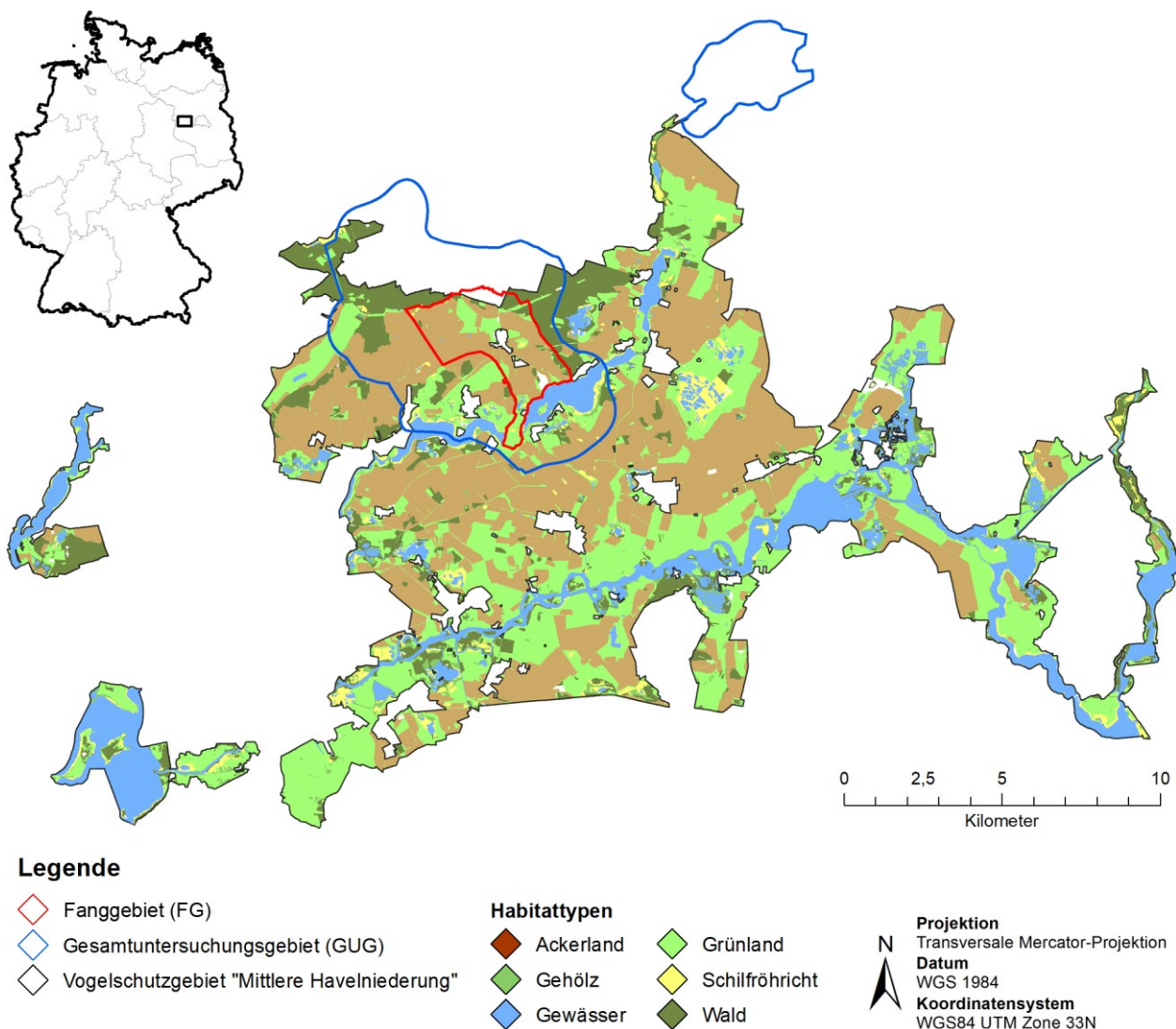


Abb. 6: Lage des Untersuchungsgebietes im VSG "Mittlere Havelniederung" (eigene Karte nach Daten von LUGV 2013 und dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung - Nr. MI 09-046 L / 80140147)



Abb. 7: Drohnenbilder des Untersuchungsgebietes:

A: Oberer Beetzsee mit der Insel Buhnenwerder und der Ortschaft Lünow im Vordergrund (Blickrichtung Nordwest).

B: Oberer Beetzsee mit der Insel Buhnenwerder und dem Kuten links im Hintergrund (Blickrichtung Norden).

C: Der Ketzürer Streng als Verbindung zwischen dem zweiten (links) und dritten (rechts) Becken des Beetzsees. **D:** Der Kuten in Blickrichtung Süden. **E:** Die Ortschaft Gortz in Blickrichtung Norden. Für die Bilder bedanke ich mich bei ©Gregor Rom.

2.1.3. Klima und Witterung

Der Brut- und Nesterfolg von Bodenbrütern wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Dazu gehört im Wesentlichen auch das Klima und die Witterung während der Brutzeit (Südbeck et al. 2007). Bodenbrüter profitieren vor allem von einem trockenen und niederschlagsarmen Klima, während eine Witterung mit längeren nasskalten Perioden oder extremen Ereignissen wie Starkregen und Hagel in der Brutperiode zu Gelegeverlusten führen kann. Die nasskalte Witterung führt dabei zur Unterkühlung und zum Erfrieren der Küken, welche noch keine wasserabweisenden Federn besitzen (Raab et al. 2010).

Durch sein überwiegend trockenes und niederschlagsarmes Klima bietet das Gebiet rund um das VSG Mittlere Havelniederung auf den von Stauwasser geschützten Standorten ideale Brutstandorte für viele Wiesenbrüter. Im dreißigjährigen Mittel (1980 – 2010) betrug der Jahresniederschlag nur 588 mm und liegt somit 230 mm unter dem mittleren Jahresniederschlag Deutschlands im selben Zeitraum (818 mm). Aus diesem Grund wird das Havelland oft als gewässerreiches, aber wasserarmes Land bezeichnet. Die Durchschnittstemperatur betrug im dreißigjährigen Mittel 9,3°C und unterscheidet sich hingegen nur geringfügig vom deutschlandweiten Mittel (8,9°C) (Quelle: **DWD 2018**).

Der Untersuchungszeitraum begann im Juli 2015 mit einem niederschlagsreichen (311,6 mm) Sommer und Herbst (Juli – Oktober), gefolgt von einem überwiegend trockenen und milden Winter (Dezember-Februar) mit Temperaturen von durchschnittlich nur 3,3°C und einem Niederschlag von 102,9 Millimeter. Daraufhin folgte 2016 ein trockenes Jahr mit einem Jahresniederschlag von lediglich 386 Millimeter, wobei im August nur rund ein Viertel und im September weniger als die Hälfte des jeweiligen Monatssolls an Regen fiel. Das letzte Jahr des Untersuchungszeitraums (2017) begann zunächst mit einem deutlich kälteren Winter als im Vorjahr (1,3°C) und blieb relativ trocken bis im Juni in Form mehrerer Starkregenereignisse mit 141,4 Millimeter, rund ein Drittel des gesamten Jahresniederschlags des vorangehenden Jahres (2016) fiel (Abb. 8).

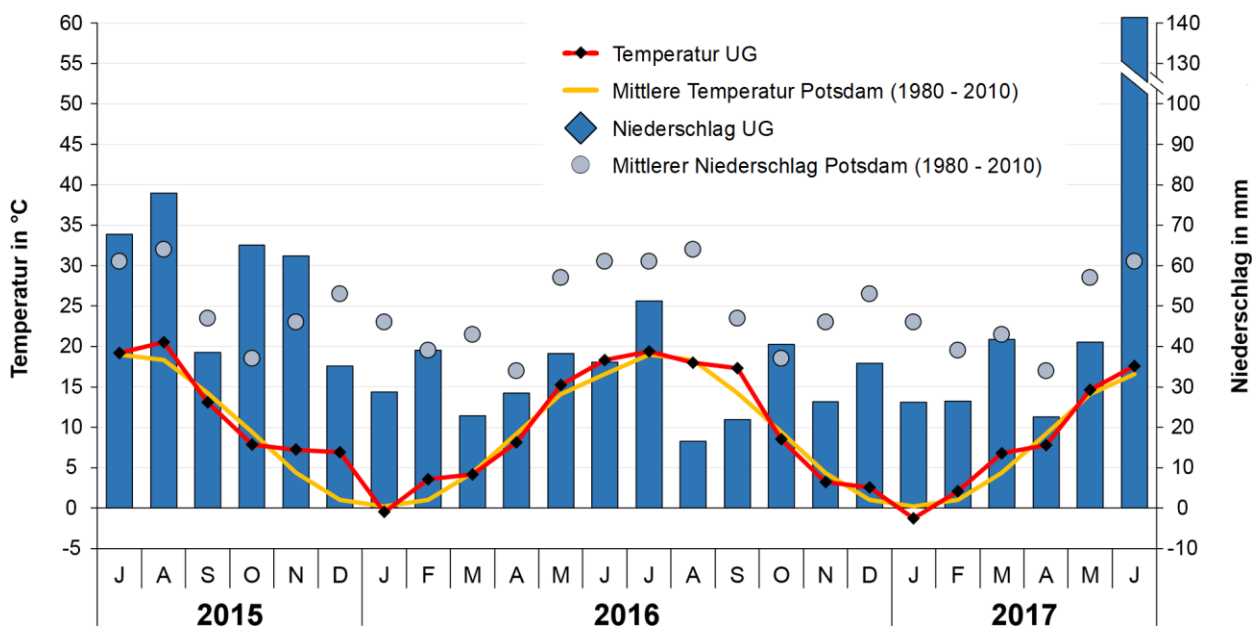


Abb. 8: Temperatur und Niederschlag während des Untersuchungszeitraums im Vergleich zum langjährigen Mittel der Wetterstation in Potsdam (Datengrundlage: **DWD 2018** und der **Wetterstation Linde**, Klimadaten bildlich wiedergegeben)

2.1.4. Avifauna im Vogelschutzgebiet

Das vielfältige Landschaftsmosaik der Luch- und Bruchlandschaft mit ihren zahlreichen Überschwemmungswiesen rund um den Beetzsee und die Havel macht das Vogelschutzgebiet Mittlere Havelniederung (VSG-MH) zu einem herausragenden Brut- und Rastgebiet für viele bedrohte und seltene Vogelarten. Vor allem für Wasservögel stellt das VSG mit seinen zahlreichen Wasserflächen und Niedermooren ein bedeutendes Refugium dar, während es im Frühjahr und Herbst für zehntausende Zugvögel wie Saat- (*Anser fabalis*) und Blässgans (*Anser albifrons*) wichtige Rastplätze bietet. Insgesamt wurden im VSG bereits über 250 verschiedene Vogelarten dokumentiert, darunter 30 (26 davon als brütend nachgewiesen) am Boden brütende Arten, die sich gegenwärtig in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie befinden (Rudolph 2005).

Besonders erwähnenswert sind die Brutbestände von Blaukehlchen (*Luscinia svecia*, 15 % des Landesbestandes), Rohrdommel (*Botaurus stellaris*, 15 %), Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*, 30 %), Rotschenkel (*Tringa totanus*, 21 %), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*, 5 %) und Wiesenweihe (*Circus pygargus*, 10 %), die im VSG-MH auf nur 0,8 Prozent der Landesfläche vorkommen (Rudolph 2005). Rohr- und Zwergdommel haben im VSG-MH ihre landesweit wichtigsten Vorkommen, während die lokalen Bestände von Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*) und Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) jeweils zu den fünf bzw. zehn wichtigsten in ganz Deutschland gehören (Rudolph 2005). Auch die Bestände von Fischadler und Schwarzmilan weisen in der Region lokale Verbreitungsschwerpunkte auf. Im Gegensatz dazu erlitten viele Feuchtwiesenbrüter und Wasservögel in den letzten Jahrzehnten deutliche Bestandsrückgänge. Dazu gehören Bodenbrüter wie Uferschnepfe, Wiesenweihe und Kiebitz sowie auch der Brachvogel, dessen Bestand im VSG-MH als erloschen gilt. Alte Abrechnungen des Brandenburger Doms über die Enten- und Gänsejagd belegen zudem, dass das Gebiet rund um das heutige VSG-MH bereits im Mittelalter für seine hohe Vielfalt an Wasservögeln bekannt war (Rudolph 2005). Einen weiteren Hinweis auf die hohe Bedeutung der Region für die Avifauna gibt auch der Ortsname der direkt am Oberen Beetzsee gelegenen Ortschaft Lünow. Dieser lässt sich aus dem polabischen in „Ort, an dem es Weißen und Bussarde gibt“ übersetzen (Fischer 2005).

Die vielfältige Landschaft und die hohe Bedeutung der Region für viele Bodenbrüter machen das VSG zu einem idealen Untersuchungsgebiet, um den Einfluss von Raubsäugern auf Bodenbrüter zu untersuchen.



Abb. 9: Die Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*) hat im VSG-MH ihr landesweit wichtigstes Vorkommen.
(Foto: Dr. Thomas Göttert)



Abb. 10: Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) am Ufer des Beetzsees. Das gewässerreiche VSG-MH bietet Refugien für zahlreiche Wasservögel.

2.2. Untersuchungen zum Raumnutzungsverhalten der Raubsäuger

2.2.1. Kamerafallenmonitoring

Zur Untersuchung des lokalen Vorkommens verschiedener Raubsäuger und deren räumlicher Verteilung im Untersuchungsgebiet (UG) sowie zur Identifikation geeigneter Fallenstandorte für den Lebendfang wurden zunächst selbstauslösende Wildkameras eingesetzt. Außerdem wurden diese Kamerafallen an den Standorten der Lebendfallen angebracht, um das Verhalten der Tiere an den Fallenstandorten zu beobachten. Die Arbeit mit Kamerafallen eignet sich für die Erforschung und Beobachtung von Wildtieren besonders gut, da sie eine minimalinvasive Forschungsmethode darstellt, durch welche die Tiere nur geringfügig in ihrem Verhalten gestört werden (Silveira et al. 2003; Rovero et al. 2010). Ein weiterer Vorteil, den der Einsatz von Kamerafallen mit sich bringt, ist die teilautomatische Arbeitsweise, die nicht auf die Präsenz von Menschen angewiesen ist. Dies ermöglicht sogar die Erfassung von scheuen Tieren, welche die Präsenz von Menschen meiden und die durch andere Methoden daher nur schwer nachzuweisen sind (Rovero et al. 2010).

Nicht zuletzt aufgrund der guten finanziellen Erschwinglichkeit stellen Kamerafallen ein gut geeignetes Mittel zur Erfassung des lokalen Vorkommens (Foresman und Pearson 1998; Silveira et al. 2003; Liu et al. 2013) mittelgroßer und großer Wildtiere dar. Durch standardisierte Verfahren lassen sich dabei sogar spezifische Populationsparameter von Wildtieren untersuchen, weswegen der Einsatz von Kamerafallen in der heutigen Wildtierforschung eine beliebte und vielfach eingesetzte Methodik ist (Rowcliffe und Carbone 2008; O'Connell et al. 2010; Rovero et al. 2010; McCallum 2013). Raubsäuger (Carnivora) gehören dabei zu der am häufigsten mit Kamerafallen untersuchten Tiergruppe (McCallum 2013). So fanden diese bereits bei der Untersuchung von Bewegungsmustern (Sharma 2006; Rowcliffe et al. 2014), relativen Abundanzen (Rowcliffe et al. 2014; Cusack et al. 2015), der räumlichen Verteilung (Moruzzi et al. 2002) sowie der Untersuchung von Habitatnutzungen (Di Bitetti et al. 2006) verschiedener Raubsäugerarten Anwendung.

Folgende Vorteile bot der Einsatz von Wildkameras in diese Studie:

- bei korrekter Anwendung (Anbringung fern von Tageseinständen) störungsarme Erfassung des Vorkommens und der räumlichen Verteilung einzelner Raubsäugerarten.
- Erfassung geeigneter Standorte für Lebendfallen, basierend auf der Raubsäugeraktivität.
- die Beobachtung des Verhaltens einzelner Raubsäuger vor den Lebendfallen (vor allem anhand von Videos) ermöglichte eine Gegenreaktion und somit eine bessere Fangrate.
- Monitoring und Beobachtung bereits besonderter Raubsäuger als Ergänzung zur Telemetrie oder im Falle eines Senderausfalles.

Insgesamt wurden für diese Studie 13 Kamerafallen des Typs Moultrie M100 (Fa. Moultrie) und neun Wildkameras des Nachfolgermodells Moultrie M-990i (Fa. Moultrie) eingesetzt. Beide Kameratypen unterscheiden sich nur geringfügig voneinander, verfügen über einen passiven Infrarot-Sensor (PIR), der durch Bewegung und Wärmestrahlung (Infrarotwellen) ausgelöst wird und eignen sich daher sehr gut zur Beobachtung von Wildtieren. Zudem ermöglichen die Kamerafallen auch Videoaufnahmen, mit denen sich

besonders das Verhalten der Raubsäuger vor den Lebendfallen gut beobachten ließ. Alle Kameras wurden so eingestellt, dass sie bei jeder Auslösung drei Serienbilder in schneller Abfolge machten. Dies sollte eine möglichst gute Identifikation der fotografierten Tierarten gewährleisten. Um Bilderserien von einzelnen am Standort verweilenden Tieren zu vermeiden, stellten sich die Kameras nach dem Auslösen automatisch für 30 Sekunden ab, um sich dann erst nach dieser Zeitspanne wieder scharf zu stellen (Einstellung: delay: 30s). Die Auslösedistanz der Kameras hing wesentlich von der Beschaffenheit des Geländes und der vorhandenen Vegetation ab und schwankte zwischen einem Meter in Schilfgürteln und bis zu 20 Metern auf Wiesen und in lichten Wäldern. Zeitweise wurden zur Beobachtung der Lebendfallen auch Videos aufgezeichnet, deren Dauer je nach Kameratyp 15 (Moultrie M100) bzw. 30 (Moultrie M-990i) Sekunden betrug.

Um das Vorkommen der Raubsäuger im Vogelschutzgebiet (VSG) zu erfassen und geeignete Fallenstandorte für den Lebendfang zu identifizieren, wurden die Kamerafallen ganzjährig von Mai 2015 bis Januar 2017 in verschiedenen für Vogelarten relevanten Habitattypen aufgestellt. Die Unterteilung orientierte sich dabei an der Kategorisierung nach Schröder et al. (2005) in die folgenden drei Habitattypen: [1] Wald (17 Standorte), [2] Agrarlandschaft (7 Standorte) sowie [3] Binnengewässer und Feuchtwiesen (15 Standorte). Um Randeffekte zwischen den Habitattypen von vornherein zu minimieren, wurden einzelne Standorte nur zum Habitattyp Agrarlandschaft gezählt, wenn sie sich mehr als 50 Meter vom nächsten Waldrand oder Gewässer entfernt befanden. Dieser Wert stellte einen guten Kompromiss im UG dar. Die Anbringung der Kamerafallen erfolgte opportunistisch in der Nähe von häufigen Sichtungen sowie Spuren wie Trittsiegeln, Wildwechseln oder Losungen. Dabei eigneten sich vor allem natürliche, durch die Vegetation oder das Gelände bedingte Engpässe sowie die Kanten von Zäunen, Mauern, Entwässerungsgräben, umgefallenen Bäumen und Gewässeruferrn, an denen die Tiere besonders häufig entlangliefen. Zusätzlich wurden die lokalen Jäger und Landwirte bei der Wahl geeigneter Standorte mit einbezogen, womit auf einen großen Erfahrungsschatz über das lokale Vorkommen einzelner Raubsäugerarten zugegriffen werden konnte. Die Kamerafallen waren durchgängig Tag und Nacht aktiv und wurden mit Spanngurten in einer Höhe von 40 bis 50 Zentimetern an Bäumen oder Holzpfosten fixiert und mit Kabelschlössern gegen Diebstahl gesichert. Für die Beobachtung der Lebendfallen wurden die Kamerafallen an insgesamt 19 Standorten im Wald, 14 Standorten in der offenen Agrarlandschaft und 14 Standorten in direkter Nähe zu Gewässern aufgestellt und dabei vor einem der Falleneingänge angebracht. Die Entfernung der Kameras zu den Zwangswechseln bzw. zu den Lebendfallen variierte meist zwischen 2 und 5 Metern. Nach der Anbringung wurden die Kamerafallen unregelmäßig im Abstand von wenigen Tagen bis mehreren Wochen ausgelesen.



Abb. 11: Wildkamera des Typs Moultrie M-990i

2.2.2. Lebendfang¹

Der Lebendfang¹ der Raubsäuger fand ganzjährig von Oktober 2015 bis April 2017 statt und wurde, basierend auf den vorläufigen Ergebnissen des Kamerafallenmonitorings sowie unter Berücksichtigung der methodologischen Einschränkungen der Sendehalsbänder, auf den Fang von Rotfüchsen (*Vulpes vulpes*), Marderhunden (*Nyctereutes procyonoides*) und Waschbären (*Procyon lotor*) ausgelegt.

Für den Fang kamen elf durchläufige Holzkastenfallen der Firma WEKA zum Einsatz, die im April 2016 mit sieben weiteren, etwas kleineren Holzkastenfallen der Firma Weisser und von Oktober 2015 bis April 2016 mit einer selbstgebauten Holzkastenfalle ergänzt wurden. Im Vergleich zu den in der Raubwildbejagung ebenfalls häufig eingesetzten und in einigen Bundesländern mittlerweile verbotenen Drahtgitterfallen (Von Massow und Wunderlich 2017) bieten Kastenfallen den großen Vorteil, dass sie rundum blickdicht sind und den Tieren einen großen Fangraum bieten. Dies mindert zum einen das Verletzungsrisiko und bietet den Tieren Schutz vor Witterung, Sonneneinstrahlung, Überhitzung und anderen äußeren Störfaktoren, zum anderen entsteht durch die Abdunkelung und Isolierung nach außen eine geringere Stressbelastung.

Aufbau und Funktion der Fallen

Die WEKA-Holzkastenfallen (LBH: 200x40x33 cm) (Abb. 13 A-C) bestehen aus zwei Teilen: einem unteren, durch zwei Falltüren verschließbaren Fangraum, in welchem das Tier gefangen wird und einem kleineren, oberen Bereich, in dem sich der Auslösemechanismus der Falle befindet. Der obere Teil der Falle ist von außen durch einen aufklappbaren Deckel erreichbar. Zwischen dem oberen Bereich der Falle und dem Fangraum befindet sich eine aufklappbare, mittig platzierte Platte aus Plexiglas, die einen sicheren Blick in den Fangraum, sowie dessen Beköderung und Wartung ermöglicht. Die Auslösung der Fallentüren erfolgt über einen sogenannten Haarabzug, bei welchem ein mittig im Fangraum zu einem Dreieck gespannter, durchsichtiger Nylonfaden ($\varnothing = 0,18$ mm) als Stolperdraht fungiert (Abb. 13 C). Beide Enden des gespannten Nylonfadens führen durch ein Loch in der Plexiglasscheibe in den oberen Bereich der Falle und sind dort an einer kleinen Rattenschlagfalle (Fa. Neudorff) befestigt (Abb. 13 B). Die beiden Falltüren des Fangraums werden durch stabile Nylonschnüre ($\varnothing = 2$ mm) aufgehalten, an deren losem Ende jeweils eine Metallscheibe befestigt ist, welche wiederum über dem Bügel der Schlagfalle angebracht wird. Bei Berührung des Nylonfadens im Fangraum wird somit die Schlagfalle im oberen Fallenteil ausgelöst und dabei wiederum die Metallscheiben aus ihrer Verankerung gelöst, so dass die Fallentüren durch die Schwerkraft nach unten klappen. Die Fallentüren schließen dabei in einem Winkel von 45 Grad und werden beim Schließen von Arretierungsbalken gesperrt, um ein Aufdrücken von innen zu verhindern. Im Gegensatz zu den WEKA-Kastenfallen bestehen die Holzkastenfallen der Firma Weisser (LBH: 200x32x40 cm) aus mit Stahlblech verstärkten Siebdruckplatten und besitzen Falltüren aus Metall (Abb. 13 D). Als Auslösemechanismus dient ebenfalls ein Haarabzug. Die selbstgebaute Kastenfalle (Abb. 13 E) ähnelt in ihrer Funktion den WEKA-Kastenfallen, mit der Besonderheit, dass die Falltüren senkrecht schließen. Zudem besitzt sie einen seitlichen Gitterstreifen mit einer Maschenweite von fünf Zentimetern, durch den eine Immobilisation der Untersuchungstiere direkt in der Falle ermöglicht wurde. Zur Stressreduktion gefangener Tiere wurde das Gitter während des Fangs von außen mit einer lichtundurchlässigen Styrodurplatte verschlossen.

¹ Die Sachkunde zur Ausübung der Fallenjagd nach dem Landesjagdgesetz für das Land Brandenburg lag vor.

Ausbesserungsmaßnahmen

Insbesondere der obere Bereich der Kastenfallen von WEKA stellte im Herbst und Winter einen relativ trockenen Zufluchtsort für Kleinsäuger dar und eignete sich daher vor allem gut als Versteck für Nahrungsvorräte. Um zu vermeiden, dass die Tiere hier beim Anlegen der Nahrungsvorräte die Schlagfalle in der Falle direkt auslösen, wurden alle Zugänge zum oberen Fallenbereich abgedichtet. Außerdem stellte die Plexiglasscheibe aufgrund des Lichteinfalls nach unten einen beliebten Angriffspunkt für das Durchnagen der Falle dar. Um dem entgegenzuwirken, wurde über der Scheibe im Laufe der Fangperiode Stahlblech angebracht (Abb. 15).

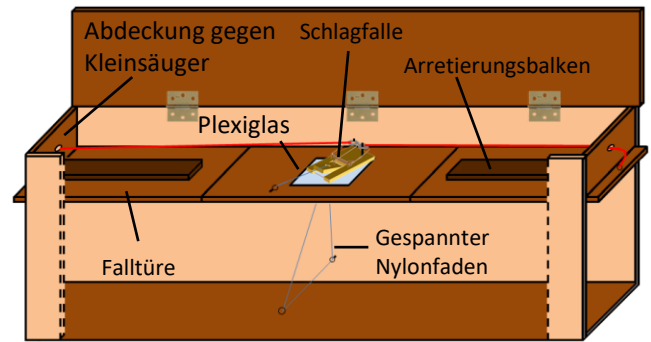


Abb. 12: Schematische Darstellung einer scharf gestellten WEKA-Kastenfalle (eigene Grafik)



Abb. 13: Eingesetzte Holzkastenfallen: **A:** WEKA-Holzkastenfalle mit geöffnetem Deckel, **B:** Auslösemechanismus mit Schlagfalle, **C:** Haarabzug in der Mitte der WEKA-Falle (der durchsichtige Nylonfaden ist blau markiert), **D:** Kastenfalle von Weisser, **E:** Selbstgebaute Kastenfalle, **F:** Selbstgebaute Vorbau für WEKA-Kastenfallen zur Simulation eines Höhleneingangs

Standorte der Lebendfallen

Die 19 Lebendfallen wurden an insgesamt 88 Standorten (27 im Wald, 33 in der Agrarlandschaft sowie 28 an Binnengewässern und in Feuchtgebieten entlang von Gewässern) opportunistisch in der Nähe von häufig dokumentierten Sichtungen sowie an Spuren wie Wildwechseln, Losungsfunden und Trittsiegeln aufgestellt. Die Standorte der Fallen wurden anschließend je nach Fangerfolg gewechselt. Als Agrarlandschaft zählten alle Standorte, die mindestens 50 Meter vom Waldrand entfernt lagen. Als Fallenstandorte eigneten sich vor allem natürliche Zwangswechsel, durch die Vegetation oder das Gelände bedingte Engpässe sowie die Kanten von Garten- und Weidezäunen, Mauern, Entwässerungsgräben, umgefallene Bäume und Gewässerufer. Bei der Wahl potentiell geeigneter Fallenstandorte stand durch die lokalen Jäger und Landwirte zusätzlich ein großer Erfahrungsschatz über das lokale Vorkommen einzelner Raubsäugerarten zur Verfügung. An den jeweiligen Standorten wurden die Kastenfallen möglichst geschützt vor direkter Sonneneinstrahlung platziert, um Hitzestress bei den gefangenen Tieren zu vermeiden. Auch wurde auf eine möglichst für Spaziergänger unzugängliche Positionierung der Fallen geachtet, um Störungen für gefangene Tiere so gering wie möglich zu halten. Für den Fall, dass Spaziergänger dennoch die Fallen entdecken sollten, wurden an den Fallenstandorten Informationsschilder mit Kontaktadressen angebracht. Direkt vor der Falle wurden die Zwangswechsel mit Ästen und Zweigen zu einem Trichter ausgebaut, der die Tiere in die Falle leiten sollte (Abb. 17 A). An Standorten im Schilfgürtel wurden dafür zur besseren Tarnung auch Schilfmatten verwendet (Abb. 17 F / G). Zwei Kastenfallen wurden auf je zwei selbstgebauten Brücken über Entwässerungskanäle platziert (Abb. 17 E). Aufgrund des geringen Fangerfolgs von Rotfüchsen und der Tatsache, dass sich die Tiere an den Fallenstandorten sehr vorsichtig verhielten (Abb. 16), wurden die Kastenfallen im Laufe der Fangperiode mit Blättern und Ästen abgedeckt, um sie besser zu tarnen (Abb. 17 B / C / E). Zur Simulation eines natürlichen Höhleneingangs dienten dabei an einigen Standorten eigens angefertigte Vorbauten aus Holz, die vor den Eingängen der Fallen platziert und mit Erdmaterial und Grasnarben bedeckt wurden (Abb. 13 F / 17 D). Fallen an exponierten Standorten im Offenland wurden im Sommer zusätzlich gegen Sonneneinstrahlung und Witterungseinflüsse mit Laub und Astmaterial bedeckt. Um den Fang von Braunbrustigeln (*Erinaceus europaeus*) zu vermeiden und die Fallen vor Bodennässe zu schützen, wurden diese in der Regel auf 10 Zentimeter hohe Pflastersteine gestellt. In einzelnen Fällen, in denen Raubsäuger häufiger vor den Fallen beobachtet werden konnten, wurde jedoch zeitweise auf eine Erhöhung der Fallen verzichtet, da vor allem Rotfüchse aus Erfahrung besser gefangen werden können, wenn die Kastenfallen ebenerdig angebracht werden (mündl. Otto Schröder, 30.01.2016).

Die Lebendfallen wurden während des gesamten Fangzeitraums zweimal täglich, morgens und abends, kontrolliert, wobei sie in den Sommermonaten von Juni bis August aufgrund der Hitze nur über Nacht fängisch gestellt wurden. Als Köder wurde je nach Verfügbarkeit Gescheide von Reh- oder Schwarzwild, Pflaumen und Leberwurst (Siebern 2012) sowie einer Mischung aus Rapsöl und Fischmehl verwendet. Häufig wurde auch Katzenfutter als Köder eingesetzt (Gehrt und Fritzell 1998; Wicke 2014). Der Köder wurde dabei sowohl in kleineren Mengen am Eingang als auch in größerer Menge in der Mitte der Falle unter dem gespannten Nylonfaden ausgelegt. Bei Minustemperaturen wurden die Lockmittel zusätzlich mit Glycerin behandelt, um ein Gefrieren zu verhindern und den Eigengeruch der Köder zu verstärken. Gescheide und Leberwurst wurden außerdem unter Verwendung einer Sprühflasche mit einem Gemisch aus Rehblut und Glycerin besprüht. Um vor allem Rotfüchse in die Fallen zu locken, wurden dabei bis zu 50

Meter lange Duftspuren aus Rehblut zu den Fallen hinführend gelegt. Da Störungen am Fallenstandort und der Eigengeruch des Fallenstellers den Fangerfolg von Füchsen negativ beeinflussen können (Stubbe 1977), wurden fünf Fallen mit Fallenmeldern (Fa. Trapmaster) ausgestattet (Abb. 15). Die Fallenmelder wurden im oberen Bereich der Kastenfallen installiert und verfügten über einen Magnet-Kontaktschalter, der sowohl an einer der Falltüren als auch am Fallenrahmen befestigt war. Der Fallenmelder sendete dann über eine integrierte SIM-Karte eine SMS, sobald das Schließen der Türe die beiden Kontaktschalter voneinander trennte. Zudem sendeten die Fallenmelder zweimal täglich Informationen über den Batteriestand und den aktuellen Status der Falle, so dass eine tägliche Kontrolle dieser Fallen nicht mehr nötig war. Die Fallenmelder wurden vorrangig an schwer zugänglichen Standorten installiert und einmal in der Woche überprüft.

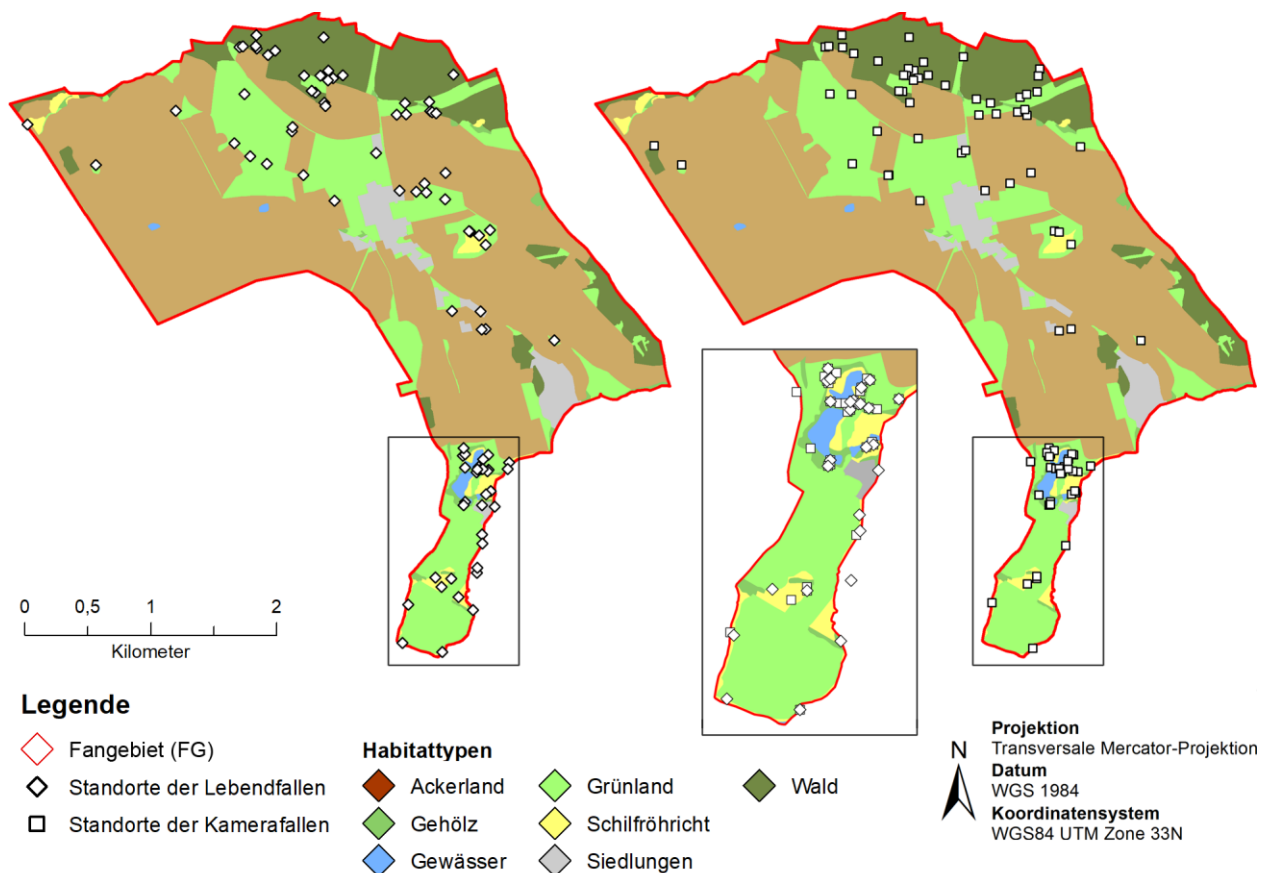


Abb. 14: Standorte der Lebend- und Kamerafallen im Fanggebiet



Abb. 15: Fallenmelder an einer WEKA-Kastenfalle



Abb. 16: Rotfuchs vor dem Eingang einer Kastenfalle



Abb. 17: Ausgewählte Fallenstandorte: **A bis C:** Kastenfallen an einer Mauer am Waldrand, **D:** Getarnte Kastenfallen an einer Kirsung, **E:** Kastenfalle auf selbstgebaute Brücke über einen Entwässerungskanal, **F:** Kastenfalle im Schilfgürtel eines Entwässerungskanals, **G:** Mit Schilfmatten generierter Zwangswechsel im Schilfgürtel

2.2.3. Immobilisation und Untersuchung² der gefangenen Raubsäuger

Die Untersuchung² der gefangenen Raubsäuger erfolgte direkt am Fangstandort. Da die blickdichten Holzkastensfallen mit Ausnahme der selbstgebauten Falle keine Untersuchung der Tiere erlaubten, wurden diese zunächst in eine selbst entwickelte und gebaute Abfangfalle getrieben, welche durch ein seitlich angebrachtes Drahtgittergeflecht (Maschenweite: 5 cm) eine genaue Begutachtung und Immobilisation ermöglichte (Abb. 19 A / B). In anderen Studien kamen zu diesem Zweck auch Fangnetze zum Einsatz (u.a. Schnaitl und Stürzer 2009). Auf diese Vorgehensweise wurde jedoch verzichtet, da das Tier dabei einem wesentlich höheren Stress ausgesetzt ist und zudem auch die Verletzungsgefahr als zu hoch bewertet wurde.

In der Abfangfalle erfolgte zunächst eine visuelle Beurteilung des Gesamtzustands und der Körpergröße des Tieres. Juvenile Tiere wurden anhand des Körpergewichts und der Körpergröße von adulten Tieren unterschieden (Lindström 1983; Fiero und Verts 1986; Stubbe 1989; Wandeler und Lüps 1993; Wicke 2014), fotografiert und anschließend wieder freigelassen. Einen weiteren Hinweis auf das Alter der Tiere kann der Abnutzungsgrad der Zähne geben (Stubbe 1965; Grau et al. 1970), jedoch handelt es sich hierbei um eine relativ unzuverlässige Altersschätzung (Van Soest et al. 1974). Eine genaue Altersbestimmung, zum Beispiel anhand von Gebiss- und Schädelmerkmalen oder auch über das Gewicht der Augenlinsen, ist nur post-mortem möglich (Nelson und Chapman 1982; Roulichova und Andrea 2007). Die genaueste Methode stellt dabei das Zählen der Jahresringe im Zahnschmelz dar (Thomé und Geiger 1997; Harris 1978; Cavallini und Santini 1995). Bei Waschbären gibt außerdem die Länge und der Zustand des Penisknochens eine relativ genaue Auskunft auf das Alter (Sanderson 1950). Tiere, die sich in einem schlechten Zustand befanden, bedingt durch Verletzungen oder einen starken Befall von Ektoparasiten, sowie laktierende Weibchen wurden nicht weiter untersucht und sofort wieder freigelassen (Michler et al. 2015). Zeigte das Tier keine besonderen Auffälligkeiten, wurde die Abfangfalle mit dem Tier zunächst auf eine digitale Tierkörperwaage (Kern EOB 35K10; Messgenauigkeit: 10 g) gestellt, um das Körpergewicht des Tieres grob zu ermitteln (Abb. 19 D). Die Feststellung des Körpergewichts war von entscheidender Bedeutung für das weitere Vorgehen, da abgesehen von der Größe und Passform eines Sendehalsbandes auch das sogenannte Relative Transmitter Weight (RTW) eine sehr wichtige Kenngröße bei der Besenderung von Wildtieren ist (Heurich 2011). Das RTW gibt das Verhältnis von Sender- zu Körpergewicht des zu besendernden Tieres an und hat einen Idealwert, der in der Literatur zwischen drei und fünf Prozent schwankt (Wilson et al. 1996; Kenward 2000; Sikes 2016). Um die Tiere so wenig wie möglich zu belasten, wurde ein RTW von drei Prozent gewählt, was bei einem Sendergewicht von 170 g einem Körpergewicht von etwa 5,7 kg entsprach. Zur weiteren Untersuchung der Tiere sowie zum Anlegen der GPS-Sender war in weiterer Folge eine Immobilisierung notwendig. Das dafür vorgesehene Blasrohr (Fa. Teledart) eignete sich jedoch aufgrund der hohen Aktivität der Tiere in der Abfangfalle meist nicht zur Applikation der Betäubungsmittel, so dass die Immobilisierung in der Regel per Hand durchgeführt wurde. Hierfür wurde ein Injektionspfeil (2 ml) mit Klebeband an einem Holzstab fixiert und mit diesem das Tier intramuskulär am hinteren Oberschenkel narkotisiert, während ein zweiter Stab dazu diente, das Tier abzulenken und zu fixieren (Abb. 19 E).

² Für die Untersuchung der Tiere lag von 2015 bis 2017 nach §8 Abs. 1 des Tierschutzgesetzes (TierSchG) und §19 Abs. 1 Satz 2 und §20 Abs. 1 Satz 2 der Tierschutz-Versuchstierverordnung eine Ausnahmegenehmigung zur Durchführung eines Tierversuchs vor, ausgestellt durch das Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV), Geschäftszeichen: 2347-26-2015. Die Sachkunde zur Immobilisation von Wildtieren lag ebenfalls vor.

Zur Erzeugung einer Sedierung (Beruhigung) und Analgesie (Schmerzfreiheit) der Untersuchungstiere wurde als Anästhetikum zunächst die Hellabrunner Mischung verwendet. Für deren Herstellung wurden 500 mg Rompun TS-Trockensubstanz (entspr: 583 mg Xylazinhydrochlorid [Bayer Vital GmbH]) in 4 ml einer zehnprozentigen Ketamin-Injektionslösung (entspr: 400 mg Ketamin bzw. 461,36 mg Ketaminhydrochlorid [Serumwerk Bernburg AG]) aufgelöst (Heurich 2011). Die Hellabrunner Mischung ist aufgrund ihrer hohen therapeutischen Breite ein häufig genutztes Betäubungsmittel von Wildtieren (Wiesner und Hegel 1985) und hat sich als sicheres Sedativum sowohl bei Waschbären (Belant 1995; Wicke 2014; Michler et al. 2015) als auch bei Rotfüchsen (Kaphegyí 2002; Wicke 2014) bewährt. Ketamin gehört zur Gruppe der sedierenden Analgetika. Der Stoff drosselt die schmerzverarbeitenden Strukturen im Thalamus und verursacht einen als dissoziative Anästhesie bezeichnenden Zustand der Bewusstlosigkeit und Analgesie. Da Ketamin jedoch einen erhöhten Muskeltonus (Katalepsie) verursacht und bei einer Überdosierung zu Krämpfen führen kann (Ammer und Potschka 2016), wird es meist mit muskelentspannenden Sedativa wie Medetomidin (Robert et al. 2012), Acepromazin (Gehrt et al. 2001) oder Xylazin kombiniert. Xylazin gehört zur Gruppe der sedativ-hypnotischen Analgetika und führt durch Hemmung der Reizübertragung im Rückenmark zur Muskelrelaxation (Muskelentspannung). Gleichzeitig führt es bei der Verwendung als Monoanästhetikum allerdings zu einem Blutdruckabfall und einer sehr niedrigen und unregelmäßigen Herzfrequenz (Bradycardie), durch welches es zu Herzrhythmusstörungen kommen kann (Ammer und Potschka 2016). Bei der Mischung mit Ketamin werden die kardiorespiratorischen Wirkungen von Xylazin jedoch teilweise kompensiert, so dass die Hellabrunner Mischung nur geringe Nebenwirkungen aufweist.

Die von Wiesner (1998) empfohlenen Dosierungen für Füchse (1 ml) stellten sich dabei als viel zu gering heraus, während Dosierungen von 1,2 ml – 1,5 ml bei Rotfüchsen und 0,6 ml bei Waschbären ideal waren. Da die Firma Bayer Vital GmbH im Frühjahr 2016 die Produktion des Präparates RompunTS 500 einstellte, musste ab Mai 2016 auf ein Ersatzpräparat der Firma Serumwerk Bernburg AG zurückgegriffen werden. Dieses liegt jedoch nur in einer 2%igen Lösung (entspr: 20 mg Xylazin pro ml, bzw. 23,27 Xylazin-HCL pro ml) vor, so dass sich die Dosierung erheblich erhöhte. Aus diesem Grund erfolgte die Dosierung für die Waschbären von da an nach Michler et al. (2015) im Verhältnis 0,15 ml Ketamin 10 % : 0,15 ml Xylazin 2 % pro kg (entspr: 15 mg Ketamin : 3 mg Xylazin pro kg). Für die Füchse stellten sich je nach Aggressionsverhalten geringfügig höhere Dosen zwischen 0,2 bis 0,25 ml pro kg Körpergewicht als ideal heraus (Tab. 1).

Tab. 1: Verabreichte Dosen der Hellabrunner Mischung und nach Michler et al. (2015)

Hellabrunner Mischung

Tierart	Gesamt (ml)	Dosis enthält (mg)			
		Ketamin	Xylazin	Ketamin-HCL	Xylazin-HCL
Waschbär	0,6	60	75	69,21	87,263
Rotfuchs	1,2 – 1,5	150 – 187,5	120 – 150	173,025 – 216,281	139,62 – 174,525

Mischung nach Michler et al. (2015)

Tierart	Gesamt (ml / kg)	Dosis enthält (mg / kg)			
		Ketamin	Xylazin	Ketamin-HCL	Xylazin-HCL
Waschbär	0,3	15	3	17,301	3,495
Rotfuchs	0,4 – 0,5	20 - 25	4 - 5	23,068 – 28,835	4,66 – 5,825

Nach der Applikation des Anästhetikums wurde die Abfangfalle zur Beruhigung des Tieres sofort mit einer dicken Baumwolldecke abgedunkelt und der Fallenstandort für zehn Minuten verlassen. Danach erfolgte eine Kontrolle des Narkosezustandes. Falls das Tier bei der Kontrolle nicht ausreichend immobilisiert war, wurde es, je nach Zustand, mit bis zur Hälfte der vorher verwendeten Dosis nochmals immobilisiert. Nach erfolgreicher Immobilisation erlaubte die Abfangfalle durch ein Aufklappen der Seitenwände und des Deckels einen direkten Zugang zum Tier, ohne dieses berühren zu müssen (Abb. 19 E). Anschließend wurde das betäubte Tier auf eine Trage aus PVC gehievt (Abb. 19 G) und zur Messung des Körpergewichts samt Trage in eine Wildwanne gelegt, welche vorher wiederum auf der mobilen Tierkörperwaage platziert worden war. Dann wurden die Tiere an einem schattigen Standort in die stabile Seitenlage gebracht, wobei den Füchsen für die Behandlung aus Sicherheitsgründen ein Maulkorb angelegt wurde. Dieser erlaubte weiterhin das Öffnen des Maules, für den Fall, dass es, bedingt durch die Narkose, zum Erbrechen kommen sollte. Nach einer zweiten Begutachtung erfolgte die individuelle Anpassung eines Senderhalsbandes an den Halsumfang des Tieres. Um ein Abstreifen zu vermeiden, wurde das Halsband dabei so eng angebracht, dass Mittel- und Zeigefinger des Untersuchenden gerade noch zwischen Halsband und Hals des Tieres passten. Bei den Waschbären wurden die Halsbandsender im Spätherbst und Winter mit nur einer Fingerbreite angebracht, da die Tiere über den Winter ihren Winterspeck verlieren und folglich der Halsumfang bis zum Frühjahr abnimmt. Nach dem Anlegen des Senderhalsbandes erfolgten die Bestimmung des Geschlechts sowie die Abmessung bestimmter Standardmesslängen. Dafür wurden mit einem Maßband die Kopf-Rumpf-Länge (KRL), die Länge der Rute (RL) und die Länge des rechten Hinterfußes (RHFL) gemessen (Abb. 18). Für die Messung der Kopf-Rumpflänge wurden die Tiere entlang des gerade ausgestreckten Rückens vom Kopf bis zum After vermessen, wobei darauf geachtet wurde, dass die Untersuchungstiere weder gestaucht noch gedehnt lagen. Die Messung der Rute erfolgte vom gut abtastbaren Schwanzwurzelsatz bis zur Knochenspitze, während bei der Abmessung des rechten Hinterfußes auch die Krallen mitberücksichtigt wurden. Zur zusätzlichen Markierung für den Fall eines Verlustes des Halsbandes sowie zur individuellen Erkennung mit Hilfe von Kamerafallen wurden die Tiere mit je zwei Ohrmarken (Fa. Dalton, Modell: Rototag) markiert, wobei die Zuordnung individueller Farbkombinationen eine sichere Identifikation gewährleisten sollte. Abschließend wurden die Tiere nach regelmäßigen Zustandskontrollen nach drei bis fünf Stunden wieder freigelassen. Auf die Verabreichung eines Antidots wurde verzichtet, da sich die Tiere zur Erholung in sicheren Abfangboxen befanden und potentielle Nebenwirkungen durch das Antidot (u.a. Tachykardie) von vornherein ausgeschlossen werden sollten (Michler et al. 2015).

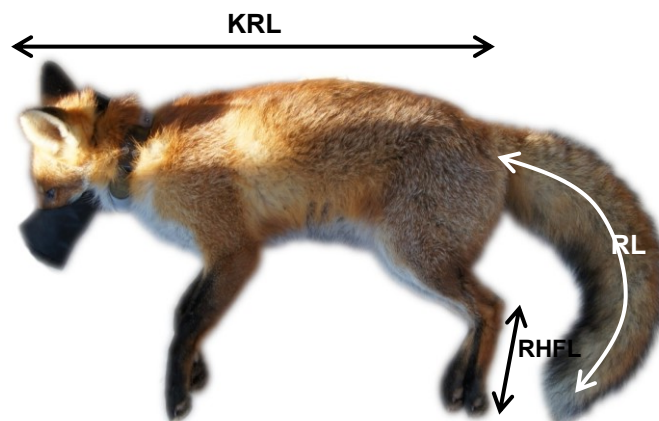


Abb. 18: Untersuchte Körpermaße am Beispiel eines Rotfuchses



Abb. 19: Handling der Untersuchungstiere: **A:** An einer Raubsäugerfalle angebrachte Abfangfalle, **B:** Geöffnete Abfangfalle: Die Selbstgebaute Abfangfalle erlaubte durch das Aufklappen der Seitenwände einen direkten Zugang zu dem immobilisierten Tier, **C:** Waschbär in der Abfangfalle, **D:** Messung des Körpergewichtes unter Verwendung einer digitalen Tierkörperwaage, **E** und **F:** Immobilisierung eines Waschbären (Fotos: **Jonas Strobel**), **G:** Immobilisierter Rotfuchs auf einer Trage aus PVC (Foto: **Frederike Büttner**), **H:** Immobilisierter Rotfuchs

2.2.4. Telemetrische Datenaufnahme

Für die Bearbeitung der Fragestellungen dieser Studie war es wichtig, die Raumnutzung der Raubsäuger möglichst genau zu erfassen. Aus diesem Grund kamen bei den räumlichen Untersuchungen der Tiere ausschließlich neueste GPS-Sender zum Einsatz. Die GPS-Telemetrie ist im Vergleich zur VHF-Telemetrie um ein Vielfaches genauer und zudem weniger arbeitsintensiv (Recio et al. 2011), da die einzelnen Positionen der Tiere automatisiert in bestimmten Zeitintervallen gespeichert werden können und nicht, wie es bei der VHF-Telemetrie der Fall ist, manuell aufgenommen werden müssen (Hebblewhite und Haydon 2010).

GPS-Halsbandsender

Die Besenderung erfolgte mit GPS-Halsbandsendern der Firma e-obs (Modell: Collar 1C-heavy, 170 g), von denen für die Untersuchung 15 Stück zur Verfügung standen. Davon waren auf Basis der Ergebnisse des Kamerafallenmonitorings je fünf Sendehalsbänder für die Besenderung von Rotfüchsen, Marderhunden und Waschbären vorgesehen. Eine Anzahl von fünf Sendern für jede Tierart wurde als guter Kompromiss zwischen Kosten- sowie Arbeitsaufwand auf der einen Seite und ausreichender Datengrundlage für ein relativ kleines Gebiet auf der anderen Seite gesehen. Zudem ist diese Stichprobengröße vergleichbar mit anderen wissenschaftlichen Studien, die sich mit der Raumnutzung von Rotfüchsen bzw. Waschbären beschäftigen (Cavallini 1996 [4]; White et al. 1996 [8]; Pandolfi et al. 1997 [7]; Bartoszewicz et al. 2008 [5]; Vordran 2012 [8]; Wicke 2014 [11/2]). Auch lag der Fokus dieser Studie in erster Linie auf einer qualitativen Untersuchung der Raumnutzung der besenderten Individuen in Form einer sehr hohen Datengrundlage an GPS-Lokalisationen pro Individuum (bis zu 14.011 GPS-Positionen pro Tier, siehe Tab. 6).

Die Halsbandsender waren aus einem Gewebeband gefertigt, das zum Schutz von äußeren Einflüssen von einer schwarzen Kunststoffummantelung umhüllt war. Am geschlossenen Senderhalsband befanden sich dabei jeweils gegenüberliegend ein Sendemodul sowie eine Baby-Lithium-Ionen Batterie (C) mit 3,6 Volt. Die gegenüberliegende Lage der beiden Komponenten sollte ein Rotieren des Halsbandes und einen festen Sitz gewährleisten (Abb. 20). Bei den Sendern der Waschbären betrug der Abstand von Batterie und Sendemodul 21 cm, bei den Sendern, die für die Rotfüchse und Marderhunde bestimmt waren, betrug der Abstand 22 cm, da der Hersteller (e-obs) von einem größeren Halsumfang bei den Rotfüchsen ausging. Aufgrund des intraspezifisch deutlich variierenden Halsumfangs der Versuchstiere waren die Sender in der Praxis aber dennoch artunabhängig nutzbar. Das Halsband wurde so an das Tier angebracht, dass sich das Sendemodul im Nacken und die Batterie vorn am Hals des Tieres befanden. Dies war vor allem für die korrekte Interpretation der Beschleunigungsdaten wichtig. Geschlossen wurden die Halsbänder durch zwei M3-Gewindeschrauben mit Sicherheitsmuttern, für die mit einer Lochzange ein Loch durch das Gewebeband gestochen wurde. Dies erlaubte eine exakte Anpassung des Halsbandes. Abschließend wurde der überstehende Teil des Gewebebandes mit einer Schere gekürzt und die Schnittstelle mit einem Feuerzeug versengt, um ein Ausfransen zu verhindern.

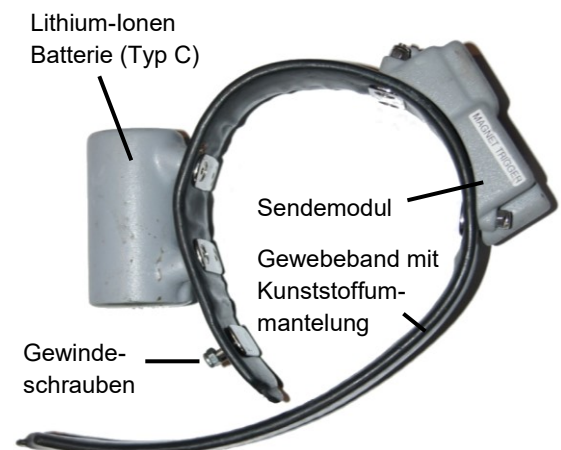


Abb. 20: Aufbau eines GPS-Sendehalsbandes

Programmierung der GPS-Sender

Die Halsbandsender ermöglichten eine automatisierte Positionsbestimmung über GPS-Satelliten in frei wählbaren Zeitintervallen. Dabei war ein Kompromiss aus möglichst hochauflösender Datenaufzeichnung und möglichst langer Untersuchungszeit notwendig, denn je kürzer das Intervall zwischen den einzelnen Positionsbestimmungen gewählt wird, desto schneller entleert sich auch die Batterie der Halsbandsender und desto kürzer ist folglich auch der Untersuchungszeitraum. Als Kompromiss wurde ein GPS-Intervall von 40 Minuten gewählt, das nach Angaben des Herstellers eine Untersuchungszeit von etwa neun Monaten gewährleisten sollte. Da die Tiere aufgrund der besseren Fangbedingungen vorwiegend im Herbst gefangen wurden, sollte so ein Kontrollzeitraum noch bis zum Ende der Hauptbrutzeit Ende Juni ermöglicht werden. Das Intervall von 40 Minuten bot auch den Vorteil, dass 40 ein Teiler von 1.440, der Anzahl an Minuten pro Tag, ist. So wurden jeden Tag exakt 36 GPS-Positionen erhoben, was spätere Berechnungen erleichterte. Basierend auf dem gewählten GPS-Intervall passte der GPS-Sender die Uhrzeiten für die einzelnen GPS-Lokalisierungen unabhängig vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme automatisch an, indem er die Intervalle auf 0:00 Uhr (nach GPS-Zeit) des Tages der Inbetriebnahme zurückrechnete. Demnach bedeutete ein GPS-Intervall von 40 Minuten eine Datenaufnahme um 00:00 Uhr, 00:40 Uhr, 01:20 Uhr, 02:00 Uhr usw. Dies ermöglichte eine synchrone Datenaufnahme der einzelnen GPS-Sender. Nicht berücksichtigt wurde bei der Festlegung des GPS-Intervalls die Zeitumstellung zwischen Sommer- und Winterzeit. Satelliten und somit auch die GPS-Sender rechnen mit einer speziellen GPS-Zeit (GPS-time). Diese richtet sich nach der koordinierten Weltzeit (UTC), ist dabei allerdings nicht gleichbedeutend mit ihr, sondern berechnet sich im Jahr 2018 als UTC + 17 Sekunden. Der UTC wird seit 1980 alle 1-6 Jahre eine Schaltsekunde hinzugefügt, um sie in Übereinstimmung mit der Erdrotation zu halten. Diese Schaltsekunden werden bei der GPS-Zeit jedoch nicht berücksichtigt. Für die Umrechnung in die mitteleuropäische Zeit (MEZ) mussten zu den Zeitangaben der GPS-Sender im Sommer eine Stunde und im Winter zwei Stunden hinzuaddiert werden. Dies führte dazu, dass sich die einzelnen Uhrzeiten der GPS-Positionen aufgrund des Intervalls von 40 min bei der Umrechnung in die Winterzeit verschoben und in Folge nach MEZ zu den Zeitpunkten 00:20 Uhr, 01:00 Uhr, 01:40 Uhr, 02:00 Uhr usw. aufgenommen wurden. Aus diesem Grund wurde meist auf eine Umrechnung in die Mitteleuropäische Zeit verzichtet und mit der GPS-Zeit gerechnet.

Aus Energiespargründen wurden bei der Positionsbestimmung der Sender außerdem sogenannte GPS-Timeouts bestimmt. Diese legten fest, nach welcher Zeit ohne Signal des Satelliten sich die Sender wieder abschalten sollten. Da der Verbindungsaufbau zu den Satelliten den Löwenanteil der Batteriekapazitäten benötigt, sollte somit ein hoher Energieverbrauch verhindert werden. Bei Tieren, die sich außerhalb des Signals der Satelliten befanden, zeichneten die Sender folglich einen unvollständigen Datensatz mit fehlenden Koordinaten auf. Das GPS-Timeout wurde auf Rat der Firma e-obs auf 150 Sekunden eingestellt. Zusammengefasst wurden folgende Programmierungen mit der Software Hyperterminal vorgenommen:

- | | |
|---|---|
| • GPS-Intervall: 2.400 s / 40 min | • ACC-Intervall: 300 s / 5 min |
| • GPS-Timeout: 150 s | • ACC Byte Count: 4 bytes = 36 samples |
| • GPS-Dauer: 00:00 – 23:59 GPSTIME | • ACC-Achsen: XYZ |
| • ACC-Dauer: 00:00 – 23:59 GPSTIME | • ACC-Samplerate: 12,5 hz / Achse |

Zusätzlich zu den Positionsdaten zeichnete ein Beschleunigungssensor (ACC-Sensor) im Intervall von fünf Minuten für jeweils 10 Sekunden alle Lageveränderungen des Senders im dreidimensionalen Raum auf. Als Beschleunigung versteht man in der Physik eine Änderung in der Geschwindigkeit eines Körpers, wobei diese zunehmen oder abnehmen kann. Durch die Gravitation der Erde und die daraus resultierende Fallbeschleunigung sind Körper auf der Erdoberfläche ständig einer Beschleunigung ausgesetzt, selbst wenn sie sich nicht direkt bewegen. Diese sogenannte Erdbeschleunigung zur Erde hin beträgt je nach Standort auf der Erde etwa $9,81 \text{ m/s}^2$ oder $1 \vec{g}$. Der Beschleunigungssensor misst die Beschleunigungskräfte, die auf die räumlichen Achsen X, Y und Z des Sensors wirken und gibt sie als Graph wieder. Dies ermöglicht es, Aussagen über die Bewegungsaktivitäten eines Tieres zu machen. Verlaufen die einzelnen Graphen dabei parallel zueinander, so bewegte sich das Tier nicht und verharrte in der entsprechenden Position. Ändert sich hingegen die relative Position der Linien zueinander, so fand eine Bewegung des Tieres statt (Abb. 21).

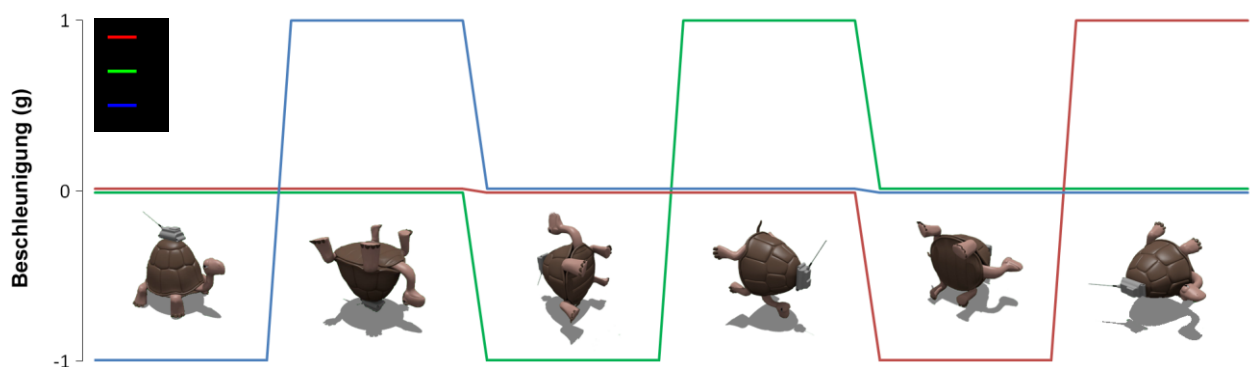


Abb. 21: Grafische Darstellung der Lage eines Beschleunigungssensors (Bildquellen: ©e-obs 2016)

Die von den Sendern aufgezeichneten Positions- und Beschleunigungsdaten wurden zunächst auf einem internen Speicher (64 GB) abgespeichert und konnten von dort unter Verwendung einer Richtantenne und eines Empfängergerätes, einer sogenannten Basestation, über eine verschlüsselte UHF-Frequenz (UHF= Ultra High Frequency) heruntergeladen werden. Für die Datenübertragung schalteten sich die GPS-Sender automatisiert im Abstand von einer Minute für je 20 Millisekunden an und warteten auf einen Weckruf der Basestation. Befand diese sich in Übertragungsbereichweite, so erfolgten zunächst eine Authentifizierung der Basestation und anschließend der Datentransfer. Die Reichweite für die Datenübertragung variierte dabei zwischen wenigen Metern in dichter Vegetation und bis zu über einem Kilometer im Offenland. Zwar ermöglichen sogenannte GSM-Sender heute ein automatisiertes Senden der Daten über das GSM-Netz, allerdings benötigen diese Sender für das Senden mehr Energie und daher größere Batterien und sind folglich nach aktuellem Entwicklungsstand noch zu schwer für die in dieser Studie untersuchten Zielarten. Um die Tiere über größere Distanzen orten zu können, verfügten die Sender über ein weiteres UHF-Modul, welches in einem vorab festgelegten Zeitfenster in einer bestimmten Frequenz Funksignale aussendete, die wiederum mit einer Richtantenne empfangen und zurückverfolgt werden konnten. Aus Energiespargründen wurden die Zeitfenster auf zwei Stunden pro Tag programmiert, wobei die Zeitfenster der einzelnen Sender gestaffelt angelegt wurden, um die Ortung mehrerer Tiere am selben Tag zu ermöglichen. Folglich konnte jeder Sender für nur zwei Stunden am Tag über UHF geortet werden. Der Download der Daten über die Basestation war hingegen immer möglich, so dass bei bekannten Aufenthaltsorten einzelner Tiere häufig auf die zeitintensive UHF-Telemetrie verzichtet werden konnte. Die in Deutschland für die

private Nutzung zur Verfügung stehenden Funkfrequenzen liegen zwischen 868 MHz und 870 MHz. Verwendet wurden in dieser Studie die Frequenzen: 868.000 MHz, 868.700 MHz und 869.700 MHz.

UHF-Telemetrie

Für die UHF-Telemetrie der Tiere wurde die Methode des sogenannten Homing eingesetzt (Kenward 1992), bei welcher mit Hilfe einer Yagi-Uda-Antenne versucht wird, von einem erhöhten oder offenen Standort die Richtung des UHF-Signals zu bestimmen. Sobald die Antenne dabei mit der Vorderseite in Richtung des Senders zeigt und die UHF-Wellen des Senders dementsprechend senkrecht auf die Antennenstäbe (Direktoren) treffen, erzeugt der mit der Antenne verbundene Empfänger einen deutlichen und regelmäßigen Piepton. Treffen die Wellen jedoch seitlich auf die Direktoren, so ist der Piepton leiser. Somit lässt sich die Lokalisation des Senders relativ eindeutig noch über mehrere Kilometer bestimmen. Der in dieser Studie für das Homing eingesetzte Breitbandempfänger (AR8200) erlaubte dabei zusätzlich eine Regelung der Empfangssensibilität (Gain) und somit eine grobe Schätzung der Entfernung zum Sender.

Die Funktionsweise von Richtantennen beruht auf der Umwandlung von sogenannten Freiraumwellen, die von einem Sender ausgestrahlt werden, in leitungsgebundene elektromagnetische Wellen, die wiederum von einem Empfängergerät gelesen werden können (Lipinski 2009). Eine Richtantenne besteht dabei in der Regel aus einem Antennenbaum (Boom) und einem aktiven Dipol, welcher zwischen dem passiven Reflektor am Ende der Antenne und den passiven Direktoren am Boom angebracht ist (Abb. 22). Beim Empfang eines Funksignals wandelt der Dipol die hochfrequente Energie des Signals mit Hilfe eines sogenannten Baluns in leitungsgebundene elektromagnetische Wellen um und leitet diese dann über ein Kabel an den Empfänger weiter. Die dem Dipol vorgeschalteten kürzeren Direktoren bilden dabei ein Wellenleitsystem und geben dem Dipol eine Richtwirkung, indem sie noch die schwächsten, vorn auf die Antenne stoßenden Wellen verstärken und an den jeweils nächsten Direktor bis zum Dipol weiterleiten. Der Reflektor, der fünf Prozent länger als der Dipol ist und im Abstand einer Viertel Wellenlänge hinter diesem liegt, reflektiert die eintreffenden Wellen auf den Dipol zurück und erhöht damit sowohl den Antennengewinn als auch die Richtwirkung der Antenne (Lipinski 2009; Fischer 2016). Außerdem verhindert der Reflektor eine rückseitige Einstrahlung von Signalen, die Ursache von Reflexionen sein können (Fischer 2016). Da Richtantennen auf dem Resonanzprinzip basieren, müssen Länge, Abstand zum Dipol, Durchmesser und Anzahl der Direktoren sowie die Länge des Dipols an die Wellenlänge und somit an die Empfangsfrequenz des Senders angepasst werden (Lipinski 2009; Fischer 2016). Aus diesem Grund eignet sich nicht jede Antenne für jeden Sender. Zudem nimmt die Leistung einer Antenne mit der Anzahl der Direktoren zu, während eine Zunahme an Direktoren aber gleichzeitig auch für einen engeren Empfangsbereich der Antenne sorgt (Fischer 2016). Je länger eine Antenne ist, desto genauer ist die Antenne folglich auf eine Frequenz ausgerichtet.

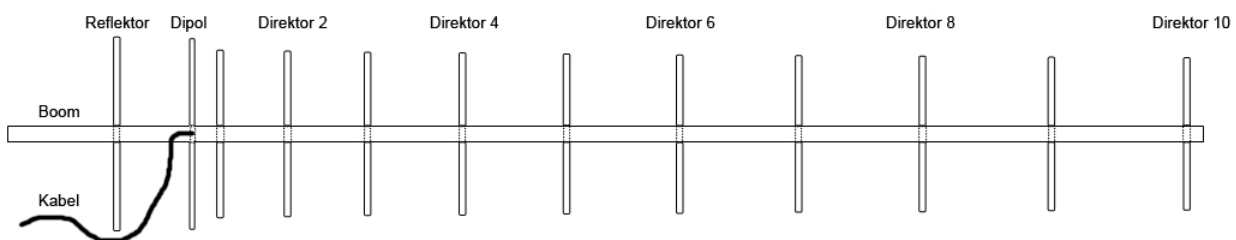


Abb. 22: Aufbau einer 12-elementigen Yagi-Uda-Richtantenne

Zu Beginn der Studie stand eine Yagi-Uda-Antenne der Firma e-obs mit acht Direktoren und einem Frequenzbereich von 300 bis 1300 MHz zur Verfügung (Abb. 23 B). Da die Reichweite dieser Antenne aufgrund der hohen Frequenzbreite relativ gering war, wurden insgesamt zwei leistungsstärkere Yagi-Uda-Antennen mit zwei zusätzlichen Direktoren berechnet und selbst konstruiert. Dafür mussten die Länge und der Abstand aller Direktoren zueinander genauestens an die von den Halsbandsendern abgestrahlte Frequenz von 868.000 Hertz und somit an eine Wellenlänge von 345 Millimetern angepasst werden.

Die für den Bau benötigten Abmessungen wurden mit einer Software für den Bau von Antennen generiert (Drew 2017). Durch den Einbau eines Ringdipols in der neuen Antenne wurde außerdem ein wesentlich höherer Öffnungswinkel erreicht (Fischer 2016). Dies war vor allem für den Download der Daten von großem Vorteil, da die Antenne somit nicht mehr direkt auf das Tier gerichtet sein musste. Gleichzeitig behinderte der hohe Öffnungswinkel allerdings die Ortung der Tiere über UHF, weswegen die ursprüngliche Antenne weiterhin zur Ortung der UHF-Signale genutzt wurde. Für den Einsatz der Antenne auf einem Geländewagen (Suzuki Jimny) wurde eine spezielle Dachhalterung konstruiert, die einen schnellen Auf- und Abbau der Richtantenne ermöglichte (Abb. 24). Für die Telemetrie der Waschbären in den teilweise unzugänglichen Schilfgürteln entlang der Gewässerufer wurde eine Antenne an ein Kajak angebracht (Abb. 25).

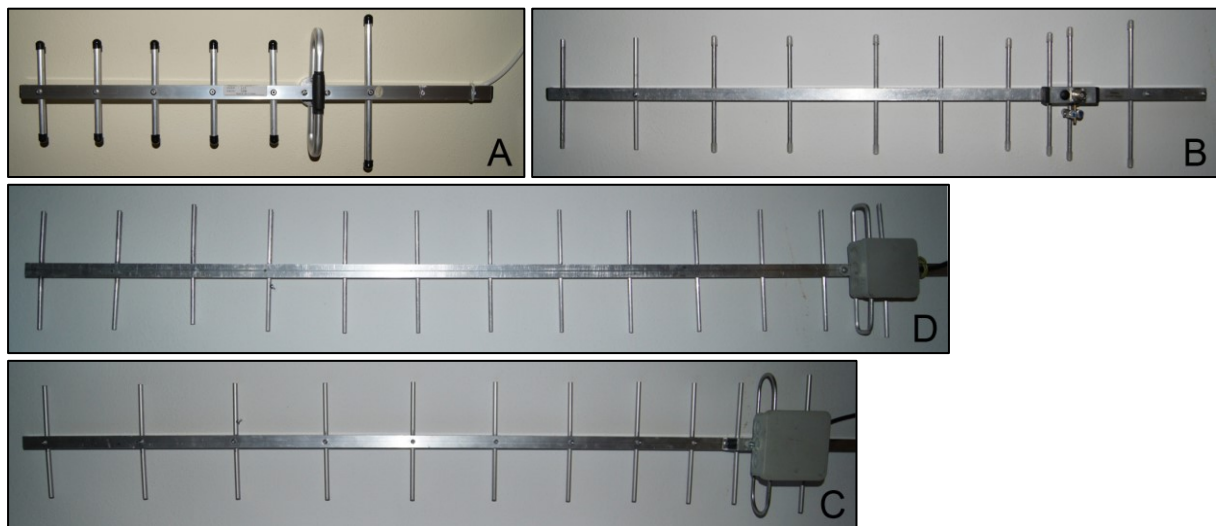


Abb. 23: Eingesetzte Antennen: **A:** GSM-Yagi-Uda-Antenne (806 - 960 MHz), **B:** e-obs Yagi-Uda-Antenne (300 - 1300 MHz), **C und D:** Selbstgebaute Yagi-Uda-Antenne (868-869 MHz)



Abb. 24: Mit Hilfe einer selbstgebastelten Dachhalterung konnte die Telemetrie auch vom Auto aus durchgeführt werden.



Abb. 25: Zur Ortung der Waschbären in den Schilfgürteln wurde ein Kajak verwendet.

2.2.4.1. Test der GPS-Sender

Die Genauigkeit von GPS-Signalen kann sowohl durch systematische als auch durch zufällige Fehler beeinträchtigt werden und hängt daher sowohl von der Richtigkeit als auch der Präzision des GPS-Signals ab. Die Präzision oder innere Genauigkeit ergibt sich aus der Standardabweichung der Messwiederholungen und ist gut, wenn die zufälligen Abweichungen gering sind, während die Richtigkeit angibt, wie nahe die vom Satelliten gemessenen GPS-Positionen an den realen Aufenthalt des Tieres herankommen. Die Richtigkeit ist dementsprechend gut, wenn die systematischen Fehler gering sind. Trotz hoher Präzision kann somit die Genauigkeit dennoch schlecht sein, wenn die Richtigkeit schlecht ist (Abb. 26 A). Bei der Entwicklung von geodätischen Sensoren und Messinstrumenten wird heute allerdings darauf geachtet, dass systematische Fehler gering ausfallen, so dass eine gute Richtigkeit meist gewährleistet ist. Aus diesem Grund hängt die Genauigkeit eines GPS-Signals vor allem von der Präzision ab und ist daher im Alltag meist gleichbedeutend mit ihr (Drescher 2013).

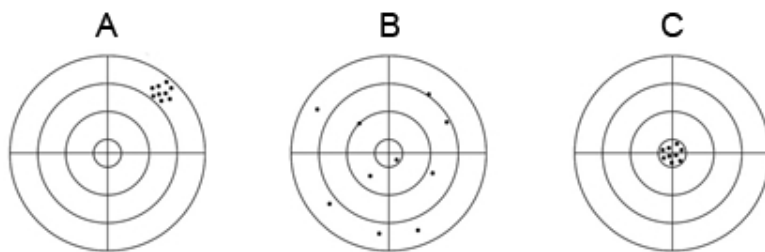


Abb. 26:

Genauigkeit von GPS-Signalen:
A: Gute Präzision bei schlechter Richtigkeit, **B:** Schlechte Präzision bei guter Richtigkeit, **C:** Gute Präzision und gute Richtigkeit

Eine Überprüfung der Richtigkeit der GPS-Sender ist nur schwer möglich, da mobile GPS-Geräte meist Ungenauigkeiten im Meterbereich aufweisen. Aus diesem Grund wurde im Vorfeld der Studie lediglich die Präzision der GPS-Sender getestet. Für den Test wurden die Sender bei wolkenfreiem Himmel für acht Stunden in einem Raster von 20 x 20 Metern im Abstand von 10 Metern und in einer Höhe von jeweils 20 – 30 cm an Bambusstäbe fixiert und auf einem offenen Feld aufgestellt (Abb. 27).



Abb. 27: Test der GPS-Sender

Die GPS-Daten wurden anschließend mit der Software ArcGIS 10.4 (ESRI) visualisiert, wobei für jeden Sender der geographische Mittelpunkt aller GPS-Positionen berechnet wurde. Für die Berechnung des Mittelpunktes wurde der Median genutzt, um Ausreißern keine zu starke Gewichtung zu geben (Funktion: Median Center). Der Test ergab für jeden Sender Punktwolken mit einer durchschnittlichen Präzision von 3,37 m (Median = 2,56 m; Min= 0,37; Max= 14,24; SD= 2,72 m) (Abb. 28). Eine Varianzanalyse ergab keinen signifikanten Unterschied der Präzision zwischen den einzelnen Sendern (Anova: $F = 1,6677$; $p = 0,074$).

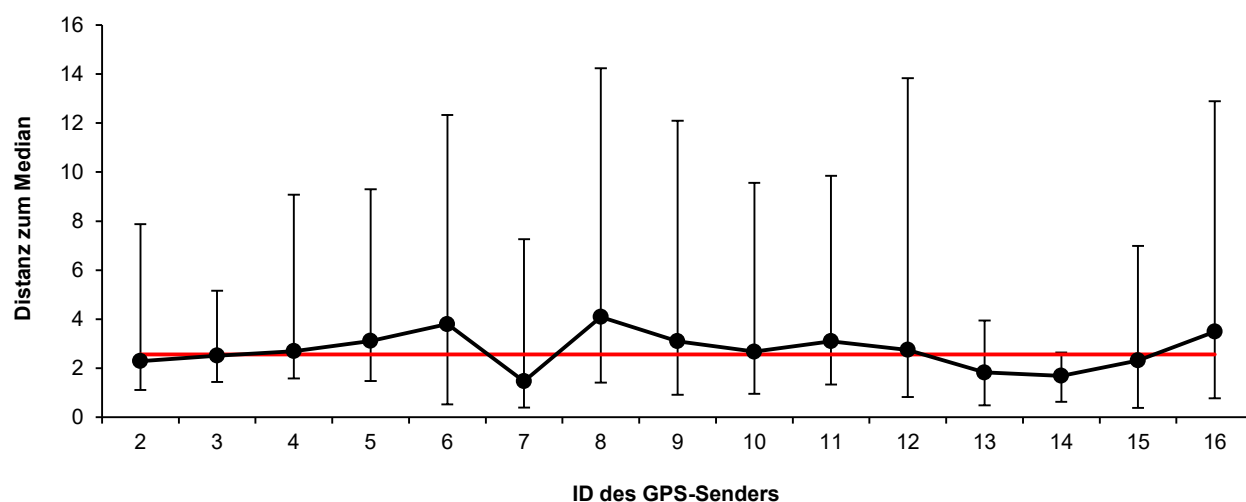


Abb. 28: Abweichung der Präzision einzelner GPS-Sender vom Median aller Sender (2,56 m) (n= 11 GPS-Positionen pro Sender)

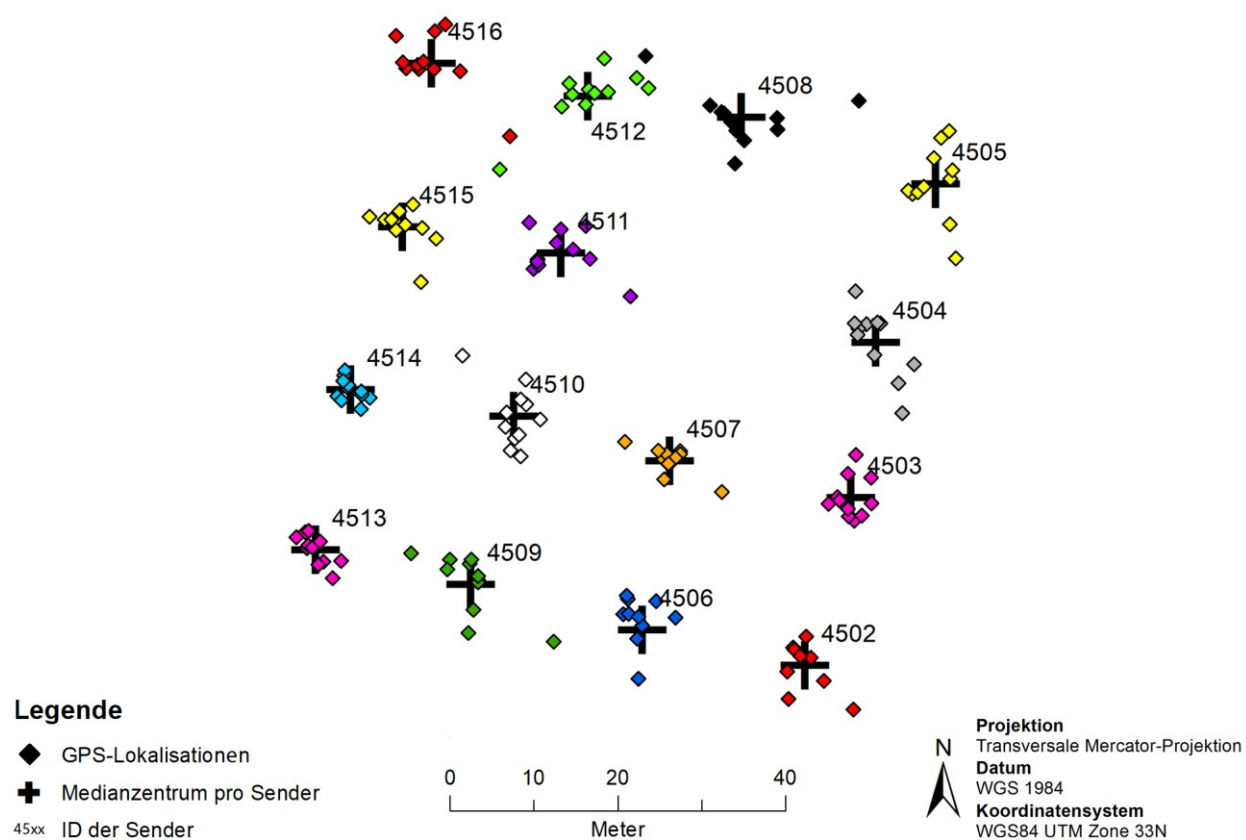


Abb. 29: Geographische Lage der einzelnen GPS-Lokalisierungen und des jeweiligen Medianmittelpunkts beim Sendertest

2.3. Habitatkartierung

Parallel zum Lebendfang der Raubsäuger wurde von 2015 bis 2017 eine großräumige Untersuchung der Landnutzung im VSG durchgeführt. Ebenfalls fand im GUG eine detaillierte Habitatkartierung statt. Ziel der Kartierung war es, die Habitatnutzung der markierten Raubsäuger zu untersuchen und somit Aussagen über die Habitatzusammensetzung der Aktionsräume sowie über Präferenzen und Meidungen bestimmter Habitattypen machen zu können.

Zur Erstellung einer regionalen Übersicht der Landnutzung im gesamten VSG wurden Geodaten der Naturraumkartierung Brandenburgs aus dem Jahr 2009 verwendet (LUGV 2013). Dabei wurden die dort gelisteten Landnutzungskategorien mit der Software ArcGIS 10.4 (ESRI) in sieben Habitattypen eingeteilt, die bei der Untersuchung der Zielartengruppen (Bodenbrüter und Raubsäuger) von besonderem Interesse sind:

- Ackerland (ackerbaulich genutzte Agrarfläche)
- Feldgehölz (dichter Aufwuchs verholzender Sträucher und Büsche im Offenland)
- Gewässer
- Grünland (offene Fläche, auf der Gras und/oder krautige Pflanzen als Dauerkultur wachsen)
- Schilfröhricht (mit Schilfröhricht oder Binsen bewachsene, sumpfige Fläche)
- Siedlungsraum
- Wald (forstlich bewirtschaftete Fläche mit einem Deckungsgrad über 50 Prozent)

Zur Berechnung einer detaillierten Habitatnutzung der besenderten Raubsäuger wurden die individuellen Aktionsräume zunächst anhand digitaler Orthofotos mit der Software ArcGIS 10.4 (ESRI) identifiziert und anschließend durch Ablaufen der Grenzen einzelner Habitattypen mit einem GPS-Gerät (Garmin eTrex 20) kartiert. Zur Erfassung der dynamischen und nur schlecht auf Satellitenbildern erfassbaren Ufergrenzen zwischen Gewässern und Schilfgürteln wurde ein Kajak genutzt. Die großflächigen Waldgebiete im Norden des UG und außerhalb des VSG wurden aus Zeitgründen nicht kartiert. Stattdessen wurde auf die Daten aus der Naturraumkartierung Brandenburgs (LUGV 2013) zurückgegriffen. Aufforstungen und Lichtungen, die seit 2009 neu entstanden waren, wurden dabei auf Luftbildern identifiziert und vor Ort kartiert. Da sich Dauergrünland abhängig von verschiedenen abiotischen Faktoren und der jeweiligen Nutzungsform zum Teil stark unterscheiden kann, wurde Dauergrünland bei der Kartierung unterteilt in Wechselweiden, die nur in der Sommerhälfte zwischen Mai und September beweidet wurden, in ganzjährige Dauerweiden, in Wiesen, die regelmäßig gemäht wurden sowie in Brachflächen, die im Untersuchungszeitraum keiner landwirtschaftlichen Nutzung unterlagen. Außerdem wurden auch vernässte Grünlandstandorte kartiert, welche vor allem im Frühjahr dauerhaft unter Wasser standen und von Nässezeigern wie beispielsweise Seggen (*Carex spec.*), Rohrkolben (*Typha spec.*), Schilf (*Phragmites australis*) oder Binsen (*Juncus spec.*) bewachsen waren (Parolly und Rohwer 2016). Die erhobenen Daten wurden mit der Software ArcGIS 10.4 digitalisiert und anhand von Orthofotos gegebenenfalls in ihrer Ausdehnung korrigiert.

Immer häufiger bedienen sich Studien heute bei der Habitatkartierung satellitengestützter Methoden (Lucas et al. 2007; Erasmi 2013; Schuster et al. 2015) oder der reinen Interpretation digitaler Orthofotos. Vor allem in Agrarlandschaften eignet sich die Fernerkundung gut zur Habitatkartierung (Erasmi 2013).

Homogene Habitattypen werden dabei mit einer Genauigkeit von bis zu 80 – 90 % kartiert (Lucas et al. 2007; Schuster et al. 2015), wobei sich die Genauigkeit mit zunehmender Habitatkomplexität verschlechtert (Lucas et al. 2007). Aufgrund der teilweise sehr diversen Habitatstrukturen im UG wurde auf eine digitale Habitatkartierung verzichtet. Vor allem die Erfassung der Gehölze in den Schilfgürteln sowie die dynamische Überflutung von Grünlandflächen erforderte eine Kartierung vor Ort. Aus diesem Grund erfolgte auch keine reine Interpretation von Luftbildern.

Tab. 2: Kategorien der Habitatkartierung

Habitattyp		Beschreibung
Wald	Aufforstungsfläche	forstlich genutzte Fläche mit bis zu einem Meter hohen Anpflanzungen
	Laubwald	mit Laubhölzern forstlich bewirtschaftete Fläche mit einem Deckungsgrad über 30 Prozent
	Mischwald	mit Laub- und Nadelhölzern forstlich bewirtschaftete Fläche mit einem Deckungsgrad über 30 Prozent
	Nadelwald	mit Nadelhölzern forstlich bewirtschaftete Fläche mit einem Deckungsgrad über 30 Prozent
Offenland	Ackerfläche	ackerbaulich genutzte Agrarfläche zum Anbau von Feldfrüchten
	Brachfläche	Grünlandfläche, auf der keine landwirtschaftliche Nutzung stattfindet <ul style="list-style-type: none"> ökologische Vorrangflächen (im Zuge der Gemeinsamen Agrarpolitik ausgewiesene, nur geringfügig bewirtschaftete Fläche) weitgehend offene, mit Drahtschmiele (<i>Deschampsia flexuosa</i>) bewachsene Fläche im Wald mit einem Deckungsgrad unter 30 % Ruderalfläche am Straßenrand und an Feldwegen
	Dauerweide	ganzjährig beweidete und abgezaunte Grünlandfläche
	Feuchtgrünland	überwiegende Zeit des Jahres vernässte Grünlandfläche (Weiden und Wiesen), welche vorrangig von Feuchtezeigern bewachsen ist
	Wechselweide	Grünland, auf welchem im Sommer von Mai bis September Kühe gehalten werden
	Wiese	Dauergrünland, welches einer regelmäßigen Mahd unterliegt
	Gehölz	dichter Aufwuchs verholzender Sträucher und Gebüsche sowie solitär stehende Baumgruppen und Einzelbäume
Gewässer	Gewässer	Seen, Tümpel, Bachläufe und Entwässerungskanäle mit einem ganzjährigen Wasserstand
	Feuchtgehölz	dichter Aufwuchs verholzender Sträucher und Büsche an vernässten Standorten im Schilfgürtel
	Schilfröhricht	mit Schilfgräsern und Binsen bewachsene, feuchte Fläche
	Bruchwald	permanent nasser, sumpfiger Baumbestand
Siedlung	Siedlung	Wohnsiedlung und Gewerbefläche inkl. Vorgarten, Garagen, Scheunen und landwirtschaftlicher Gebäude
	Verkehrsweg	geteerte oder gepflasterte Straße oder Feldweg

2.4. Erfassung der Bodenbrüter

Um Zusammenhänge zwischen der Raumnutzung der besenderten Raubsäuger und dem Vorkommen sowie der räumlichen Verteilung von Bodenbrütern herstellen zu können, war zunächst eine Erfassung der lokalen Bodenbrüter notwendig. Um einen Überblick über Vorkommen und Verteilung einzelner Vogelarten im VSG zu bekommen, stellte die Staatliche Vogelschutzwarte Buckow digitale Daten der SPA-Zweiterfassung zur Verfügung. Die Zweiterfassung ist eine Kartierung naturschutzrelevanter Vogelarten, die in den Jahren 2014 und 2015 europaweit in allen VSG durchgeführt wurde. Dabei wurden die Brutreviere verschiedener Vogelarten nach der Methode der Revierkartierung (Fischer et al. 2005) punktgenau bei 3 bis 5 Durchgängen erfasst und digitalisiert. Folgende relevante Bodenbrüterarten wurden in der SPA-Zweiterfassung im GUG nachgewiesen und wurden daher als Zielarten für die geplante Vogelkartierung definiert:

- Blaukehlchen (*Luscinia svecica*)
- Graumammer (*Emberiza calandra*)
- Heidelerche (*Lullula arborea*)
- Kiebitz (*Vanellus vanellus*)
- Knäkente (*Anas querquedula*)
- Kranich (*Grus grus*)
- Löffelente (*Anas clypeata*)
- Rohrdommel (*Botaurus stellaris*)
- Rohrweihe (*Circus aeruginosus*)
- Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*)
- Tafelente (*Aythya ferina*)
- Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*)
- Wachtelkönig (*Crex crex*)

Da bei der SPA-Zweiterfassung nur Vogelarten von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung erfasst werden, wurden unter Verwendung der Roten Liste der Brutvögel Brandenburgs (Ryslavy und Mädlow 2008) noch weitere potentiell vorkommende, am Boden brütende Vogelarten für die Vogelkartierung ausgesucht. Alle Zielarten hatten dabei die folgenden zwei Voraussetzungen zu erfüllen:

- belegtes oder potentielles Vorkommen im GUG laut Roter Liste (Ryslavy und Mädlow 2008)
- zuverlässige optische und/oder akustische Bestimmungsfähigkeit durch den Durchführenden

Als Bodenbrüter wurden in dieser Studie alle unmittelbar auf oder nahe dem Untergrund brütenden Vogelarten definiert. Dazu zählten somit auch alle im Schilf brütenden Vogelarten. Anhand der obigen Kriterien wurden schließlich 42 am Boden brütende Vogelarten für die Kartierung ausgewählt (Tab. 3).

Tab. 3: Ausgewählte Zielarten für die Vogelkartierung, Untersuchungszeitraum (-), sowie empfohlene (■) und erweiterte (■) Erfassungszeiträume nach Andretzke et al. (2005)

Art	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)							
Bläsralle / Blässhuhn (<i>Fulica atra</i>)							
Blaukehlchen (<i>Luscinia svecica</i>)							
Drosselrohrsänger (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)							
Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)							
Feldschwirl (<i>Locustella naevia</i>)							
Flusseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>)							
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)							
Graumammer (<i>Emberiza calandra</i>)							
Graugans (<i>Anser anser</i>)							
Haubentaucher (<i>Podiceps cristatus</i>)							
Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)							
Höckerschwan (<i>Anas platyrhynchos</i>)							
Jagdfasan (<i>Phasianus colchicus</i>)							
Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)							
Knäkente (<i>Anas querquedula</i>)							
Kolbenente (<i>Netta rufina</i>)							
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)							
Kranich (<i>Grus grus</i>)							
Krickente (<i>Anas crecca</i>)							
Lachmöwe (<i>Larus ridibundus</i>)							
Löffelente (<i>Anas clypeata</i>)							
Pfeifente (<i>Anas penelope</i>)							
Reiherente (<i>Aythya fuligula</i>)							
Rohrammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)							
Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>)							
Rohrschwirl (<i>Locustella luscinioides</i>)							
Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)							
Rothalstaucher (<i>Podiceps grisegena</i>)							
Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>)							
Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)							
Schellente (<i>Bucephala clangula</i>)							
Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)							
Schnatterente (<i>Anas strepera</i>)							
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)							
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)							
Teichralle / Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>)							
Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)							
Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)							
Wiesenweihe (<i>Circus pygargus</i>)							
Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>)							
Zwergtaucher (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)							

2.4.1. Vogelkartierung

Zur Erfassung des Vorkommens und der Verteilung der Bodenbrüter wurde post-hoc von Mitte März bis Juni 2017 eine wöchentliche Revierkartierung nach den Anweisungen von Fischer et al. (2005) durchgeführt. Die Kartierung fand in einem 269 ha großen Gebiet statt, in welchem sich sowohl neun besenderte Waschbären als auch ein besonderer Rotfuchs aufhielten. Das Zeitfenster für die Kartierung wurde so gewählt, dass die von Andretzke et al. (2005) empfohlenen Erfassungszeiträume der einzelnen Zielarten möglichst gut abgedeckt wurden (siehe Tab. 3). Für die Kartierung wurden zwei Transekte mit einer Länge von je 7.000 und 6.000 Metern so gelegt, dass sie das zu untersuchende Gebiet komplett abdeckten und dabei möglichst viele Aktionsraumzentren der Raubsäuger durchquerten (Abb. 30). Beide Transekte wurden an jeweils einem anderen Tag zwischen Sonnenaufgang und 11 Uhr morgens (Fischer et al. 2005) begangen. Dabei wurden alle entdeckten Bodenbrüter auf einer topografischen Karte im Maßstab von 1 : 5.000 eingetragen. Während der erste Transekt zu Fuß begangen wurde, führte der zweite Transekt über das Wasser entlang der Ufergrenzen und wurde mit einem Kanu abgefahren. Nach Boschert et al. (2005) ist bei der Erfassung von Rohrdommel, Zwergdommel und Wasserralle der Einsatz von Klangattrappen nötig, um eine Bestandsunterschätzung zu vermeiden. Daher wurden in regelmäßigen Abständen von 100 – 200 Metern Vogelstimmen der betroffenen Arten abgespielt. Zum Abspielen der Vogelstimmen wurde ein Hörstift (Fa. TING) in Kombination mit dem Kosmos-Naturführer „Was fliegt denn da“ verwendet. Da die Ergebnisse einer Vogelkartierung zudem stark von der Witterung beeinträchtigt werden können, wurde die Kartierung bei Regen oder starkem Wind von über vier Beaufort nicht durchgeführt (Fischer et al. 2005) und auf den nächstmöglichen Tag verschoben.

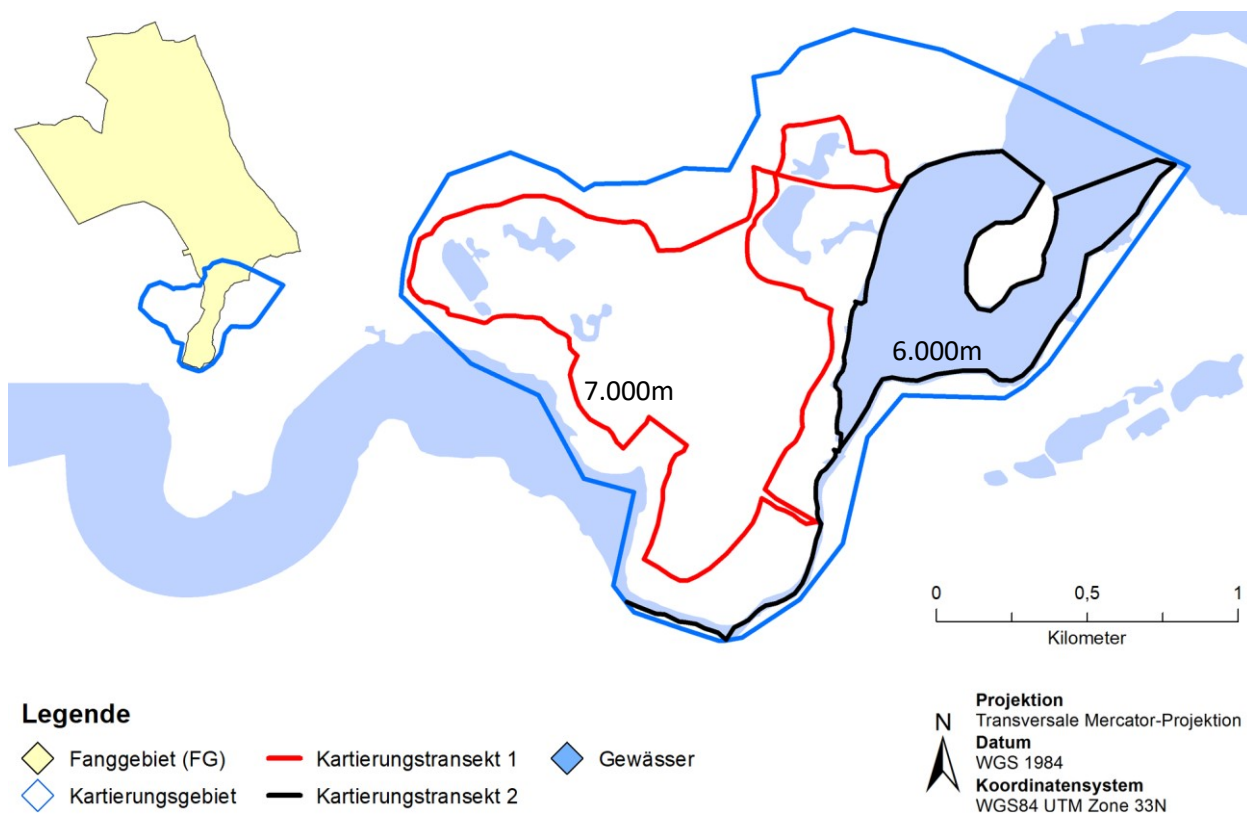


Abb. 30: Kartierungstransekte der Vogelkartierung

2.4.2. Beobachtung der Schilfgürtel mittels Kamerafallen

Um die Lage und Verteilung der Aktionsraumzentren der Waschbären an den Gewässeruferrn post-hoc mit dem Vorkommen von Wasservögeln zu vergleichen, wurden zur Erfassung der Wasservögel von März 2017 bis Juni 2017 insgesamt 20 Kamerafallen entlang der Schilfgürtel aufgestellt. Jeweils fünf Kameras wurden dabei an vier verschiedenen Standorten entlang von 360 Meter langen Transekten am Ufer des Oberen Beetzsees und des Strengs im Abstand von je 90 Metern installiert. Bei den Standorten handelte es sich um je zwei Standorte, an denen zuvor mit Hilfe der GPS-Sender eine erhöhte Aktivität der Waschbären festgestellt worden war (Abb. 31, Standort A und C), sowie um zwei Standorte, an denen keine hohe Aktivität beobachtet worden war (Abb. 31, Standort B und D). Die Nummerierung der Standorte von A bis D erfolgte chronologisch nach der effizientesten Befahrung während der wöchentlichen Kontrollen.

Um die Kamerafallen möglichst sicher auf der Wasseroberfläche zu installieren, wurden diese zunächst mit Schrauben und Kabelschlossern an drei Meter langen Holzpfählen befestigt, welche anschließend mit Hilfe eines Ruderbootes in dem bis zu zwei Meter tiefen Wasser angebracht wurden. Um Touristen und Fischer über die Kamerafallen zu informieren, wurden auf beiden Seiten jeder Gruppe von Kameras Hinweisschilder angebracht. Bei den eingesetzten Kamerafallen handelte es sich um dieselben Kameras, die auch für das Raubwildmonitoring verwendet wurden (siehe S. 22), und auch die Einstellungen waren dieselben. Um die Northwest- und Südostseite der Insel zusätzlich noch besser untereinander vergleichen zu können, kam auf der Insel an Standort C und D jeweils dasselbe Kameramodell zum Einsatz (Moultrie M-990i). An den Standorten A und B wurden hingegen Kameras des Modells Moultrie M100 eingesetzt. Die Kameras wurden wöchentlich ausgelesen und kontrolliert. Eine besondere Herausforderung stellte dabei sowohl der wöchentlich um 10 bis 20 Zentimeter sinkende Wasserpegel als auch das schnell wachsende Schilf dar.

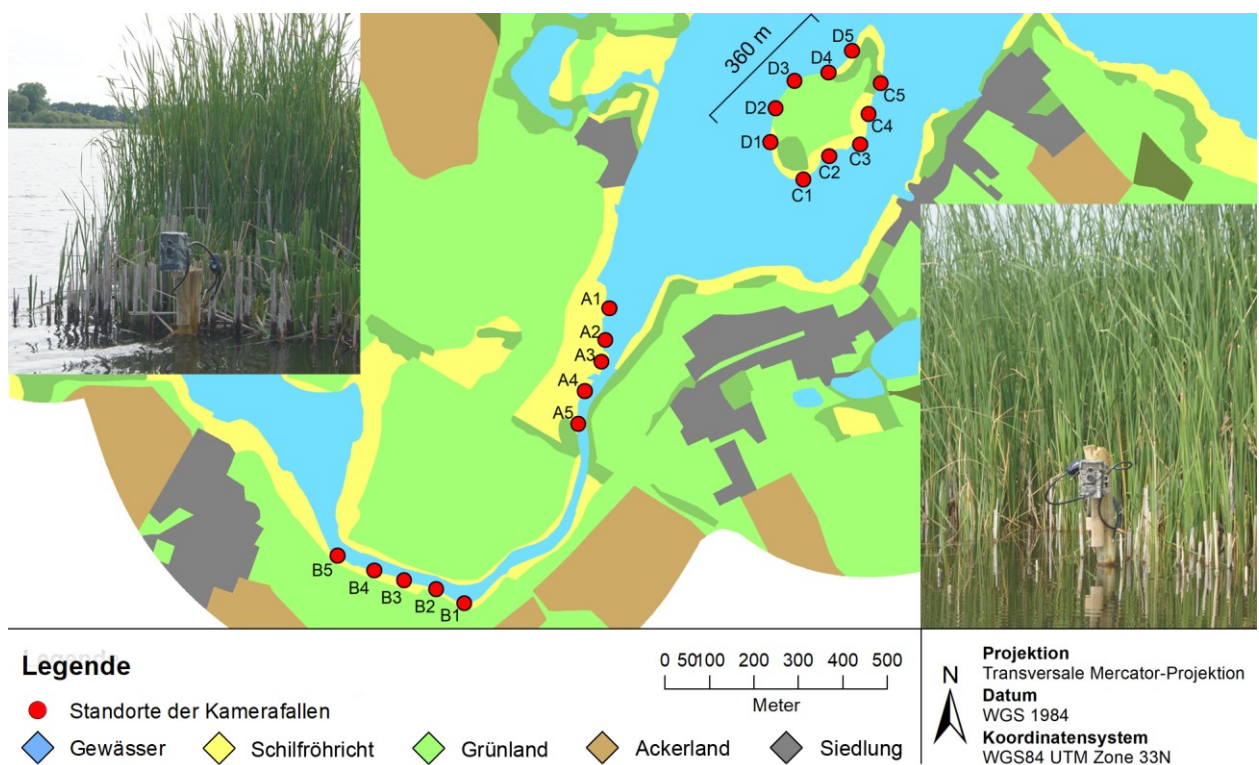


Abb. 31: Standorte der Kamerafallen an den Schilfgürteln des Oberen Beetzsees und des angrenzenden Strengs

2.5. Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Raubsäuger

Parallel zu den Untersuchungen der Raumnutzung fokussierte sich diese Arbeit in einem weiteren Ansatz auf die Nahrungsökologie der beiden am häufigsten vorkommenden Raubsäugerarten Rotfuchs und Waschbär. Hierfür wurden während der Balz- und Brutzeit von März bis Juli in den Jahren 2016 und 2017 Losungsproben beider Raubsäugerarten gesammelt und im Labor auf ihre Inhalte hin untersucht.

Die am häufigsten genutzte Methode zur Untersuchung des Nahrungsspektrums terrestrischer Raubsäuger ist die Losungsanalyse (Klare et al. 2011), wobei diese Methode bereits häufig Anwendung sowohl bei der Untersuchung des Nahrungsspektrums von Rotfüchsen (Doncaster et al. 1990; Reynolds und Aebischer 1991; Jędrzejewski und Jędrzejewska 1992; Lanszki und Heltai 2002; Padial et al. 2002; Helldin und Danielsson 2007; Jankowiak et al. 2008) als auch von Waschbären (Lutz 1981; McFadden et al. 2006; Bartoszewicz et al. 2008; Stahl 2010; Engelmann et al. 2011; Michler 2017) fand. Eine weitere, häufig genutzte Methode, um das Nahrungsspektrum von Wildtieren zu untersuchen, ist die postmortale Analyse von Mageninhalten (Schwan 2003; Contesse et al. 2004; Winter 2005; Basuony et al. 2005; Sutor et al. 2010; Balestrieri et al. 2011; Kidawa und Kowalczyk 2011; Drygala und Zoller 2013). Auf diese Methode wurde in der hier vorliegenden Arbeit allerdings verzichtet, da Magenanalysen aufgrund der relativ kurzen Verweildauer der Nahrungskomponenten im Magen nur Momentaufnahmen widerspiegeln und somit allerhöchstens qualitative Aussagen über ein Individuum zulassen. Die Verweildauer im Darm ist hingegen wesentlich länger, so dass Losungsinhalte somit Schlüsse über einen größeren Zeitraum zulassen. Zudem werden im UG kaum Rotfüchse und Waschbären erlegt, so dass die Stichprobe zusätzlich auch noch sehr gering ausgefallen wäre. Ein weiteres Problem, das sich bei der Analyse von Mageninhalten ergibt, ist das Jagdverbot von Raubsäugetieren während der Elternschonzeit, die in Brandenburg vom 1. März bis 15. Juli geregelt ist (§22 Absatz 4 BJagdG) und die somit direkt auf die Hauptbrutzeit der meisten am Boden brütenden Vogelarten fällt. Im Vergleich hierzu lassen sich Losungsproben das ganze Jahr über in deutlich größerer Menge untersuchen und liefern dabei vergleichbare Ergebnisse (Balestrieri et al. 2011).

Für die Analysen wurden zunächst von März bis Juli Losungen beider Raubsäugerarten gesammelt. Losungen des Fuchses wurden dabei regelmäßig an Wald- und Feldwegen sowie in den Umgebungen von Bäumen gesucht, wobei vor allem auf leicht erhöhten Standorten wie Felsen, Grenzsteinen, Baumstumpen oder umgefallenen Bäumen nachgeschaut wurde, da Rotfüchse beim Lösen in der Regel diese erhöhten Standorte präferieren (Bang und Dahlström 2009). Im Gegensatz zum Rotfuchs legen Waschbären häufig Latrinen an (Michler 2017). Diese wurden in der Nähe von Gewässern und dort am Fuß von Bäumen, in Astgabeln, auf Baumstämmen und auf Wildwechseln im Schilfgürtel gesucht (Page et al. 1999; Strausbaugh et al. 2004). Als wichtiges Bestimmungsmerkmal der Losungen diente neben Standort, Größe, Form und Farbe auch der Geruch (Jędrzejewski und Jędrzejewska 1992). Vor allem die Losung von Rotfüchsen hat einen unverwechselbaren, bitteren Geruch und lässt sich relativ einfach bestimmen. Gefundene Losungen wurden zunächst von umgebendem Material befreit und anschließend in PET-Druckverschlussbeuteln bei -20°C gelagert. Hatten sich genug Losungen angesammelt, so wurden diese für mindestens acht Tage bei -80°C in einem Gefrierschrank der Arbeitsgruppe Bäumler in der Charité tiefgefroren. Dieser Schritt war notwendig, um potentielle Eier und Finnen, Larven des Fuchsbandwurms, abzutöten und somit von vornherein eine von den Losungsproben ausgehende Gesundheitsgefahr auszuschließen (Pagh et al. 2015).

Die Untersuchung der Lösungsproben erfolgte nach den Standardmethoden von Lockie (1959) und Goszczyński (1974) und beruht im Wesentlichen darauf, dass gewisse Teile der konsumierten Nahrung den Verdauungsprozess überstehen und so in den Lösungen nachgewiesen werden können. Nach der Lagerung an der Charité wurden die tiefgefrorenen Proben zunächst aufgetaut, gewogen (Fa. Satorius, Entris 623i-1S; Messgenauigkeit: 0,001 g) und anschließend für zwei Stunden in einem mit lauwarmem Wasser gefüllten Glasbehälter aufgeschwemmt, bis die Probe vollständig auseinandergebrochen war. Anschließend wurde die wässrige Lösung unter Verwendung eines handelsüblichen Haushaltssiebs mit einer Maschenweite von 1,5 Millimetern unter fließendem Wasser gefiltert und so lange ausgewaschen, bis das Wasser im Waschbecken keine Verunreinigungen mehr aufwies. Komponenten, wie beispielsweise Laub und kleinere Äste, die beim Sammeln der Lösung mit aufgenommen worden waren, wurden nicht als Nahrung gewertet und vor der weiteren Untersuchung entfernt (Michler 2017). Vor allem bei feuchtnassen Lösungen konnten diese Komponenten meist nicht vorher im Feld entfernt werden. Beim Auswaschen des Nahrungsbreis wurden die ersten 500 Milliliter des abfließenden Wassers in einem weiteren Glasbehälter aufgefangen und in einem zweiten Durchgang mit einem feinmaschigeren Sieb (Maschenweite= 1 mm) ausgewaschen, um auch kleinere Bestandteile aufzufangen (Balestrieri et al. 2011). Anschließend wurde der ausgewaschene Nahrungsbrei auf einer Petrischale verteilt und bei etwa 50 – 60° C für fünf bis zehn Stunden in einem Trockenschrank (Fa. Memmert) getrocknet, bis die Proben keine Feuchtigkeit mehr enthielten. Die getrockneten Proben wurden nachfolgend mit einer Digitalwaage (Fa. Satorius, Entris 623i-1S; Messgenauigkeit: 0,001 g) zur Messung des Trockengewichts abgewogen (Reynolds und Aebischer 1991), unter Verwendung einer Lupe, eines Durchlichtmikroskops (Zeiss Axioskop) und eines Stereomikroskops (Leica MZ16) in elf verschiedene Nahrungskategorien sortiert und schließlich nochmals einzeln abgewogen.

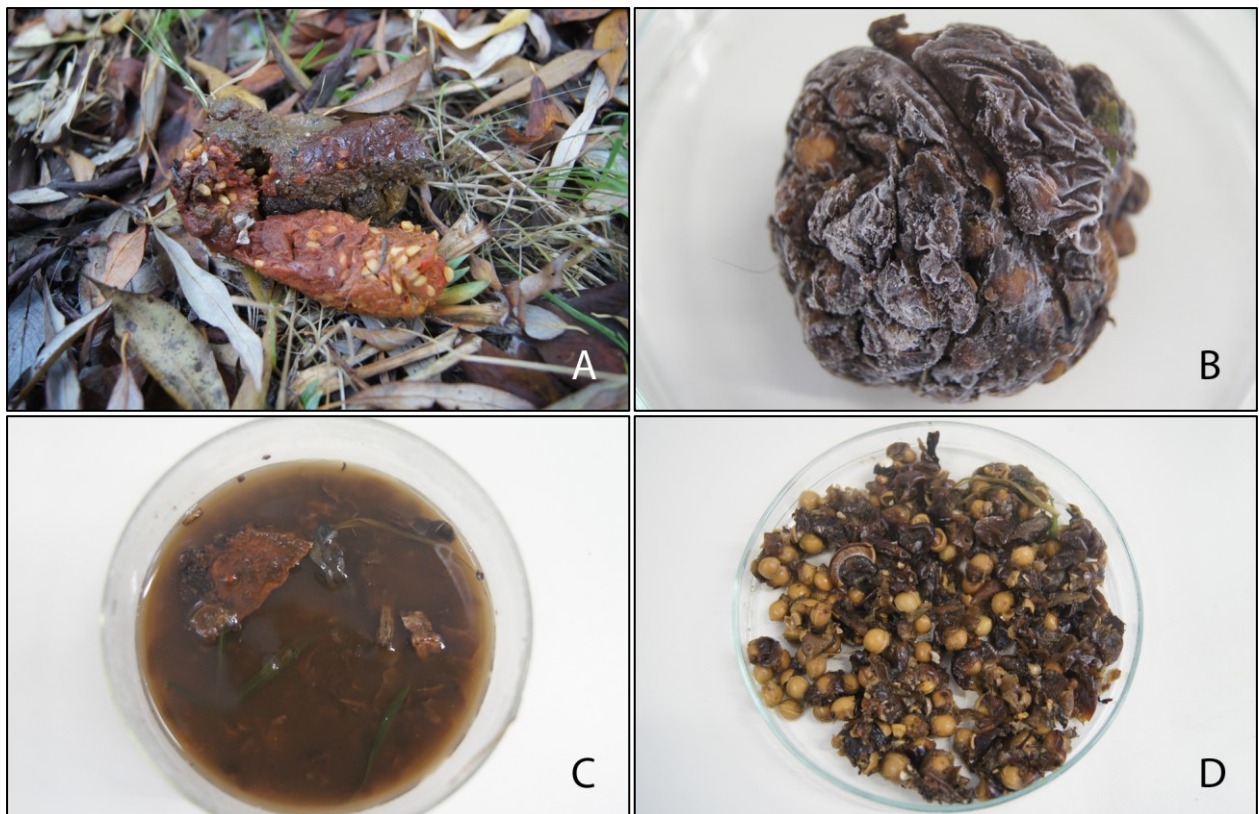


Abb. 32: Verarbeitung der Lösungsproben: **A:** Frische Waschbärlosung im Laub, **B:** Tiefgefrorene Lösungsprobe nach der Lagerung bei -80°C, **C:** In Wasser aufgebrochener Nahrungsbrei, **D:** Ausgesiebte Nahrungsbestandteile

Folgende Über- und Unterkategorien wurden bei der Untersuchung der Lösungsproben unterschieden:

- **Wirbeltiere:**

- **Kleinsäuger (Mammalia):** zu dieser Kategorie zählten nicht flugfähige Säugetierarten, die in der Regel ein Körpergewicht von weniger als 120 Gramm besitzen (Delany 1974), insbesondere Vertreter der Spitzmäuse (Soricidae), Wühler (Cricetidae), Langschwanzmäuse (Muridae), Maulwürfe (Talpidae) und Bilche (Gliridae). Die Identifizierung erfolgte anhand von Haaren und Knochen.
- **große Säugetiere (Mammalia):** zu dieser Kategorie zählten mittelgroße bis große Säugetiere, die nicht als Kleinsäuger definiert wurden. Die Bestimmung erfolgte anhand von Haaren und Knochen.
- **Vögel (Aves):** Identifizierung anhand von Federn, Knochen und Eierschalen
- **„Reptilien“³:** Identifizierung anhand von Knochen, Schuppen und Zähnen
- **„Fische“⁴ (Pisces):** Identifizierung anhand von Schuppen und Knochen
- **unbekannte Wirbeltiere:** Knochenfragmente, die nicht eindeutig einer der vorangegangenen Kategorien zugeordnet werden konnten

- **Wirbellose:**

- **Gliederfüßer (Arthropoda):** zu dieser Kategorie zählten alle Gliederfüßer bis auf die Krebstiere (Crustacea). Diese stellten eine eigene Nahrungskategorie dar. Die Identifizierung erfolgte anhand von Chitinteilen sowie Kopf-, Bein-, und Körperfragmenten.
- **Krebse (Crustacea):** Identifizierung anhand von Fragmenten des Exoskeletts
- **Weichtiere (Mollusca):** Zu dieser Gruppe zählten Vertreter der Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia). Die Identifizierung erfolgte anhand der Fragmente von Muschelschalen und Schneckengehäusen. Eine Unterscheidung beider Gruppen war bei besonders feinen Bruchstücken jedoch nicht möglich, weswegen beide Kategorien zusammen geworfen wurden.

- **Pflanzen:**

- **Baumfrüchte:** Identifizierung anhand von Obstkernen und Fruchtfleisch
- **Samen und Beeren:** Identifizierung anhand der Samen

Unverdauliches Material wie Gras, Blätter, Wurzeln, Holz, Kiefernadeln und Stroh sowie Haare der jeweiligen Raubsäugerart wurde nicht als Nahrung gewertet und in den späteren Berechnungen nicht berücksichtigt, da davon ausgegangen wurde, dass diese Bestandteile nicht bewusst aufgenommen worden waren (Kruuk 1989; Michler 2017). Neben der Unterteilung der Lösungsinhalte in die Hauptkategorien wurden die Nahrungsbestandteile in der Kategorie der großen Säugetiere bis auf Artebene bestimmt.

³ „Reptilien“ stellen kein monophyletisches Taxon dar und bilden stattdessen zusammen mit den Vögeln das Taxon Sauropsida (Modesto und Anderson 2004). Aus diesem Grund wird die Gruppe hier in Anführungszeichen gesetzt.

⁴ „Fische“ stellen ebenfalls kein monophyletisches Taxon dar und werden daher auch in Anführungszeichen gesetzt.

2.5.1. Bestimmung der Säugetiere

Säugetiere wurden zunächst anhand des Vorkommens von Haaren in den Lösungsproben identifiziert. Da Körperhaare ein synapomorphes Merkmal aller Säugetiere sind (Feldhamer et al. 2015), stellt das Vorhandensein von Fell einen sicheren Nachweis für ein Säugetier dar. Ähnlich, wie es bei den Schädelmerkmalen der Fall ist, lassen sich Säugetiere zudem anhand der Haare unter Verwendung eines dichotomen Bestimmungsschlüssels bis auf die Artebene bestimmen. Einen Schlüssel hierfür bietet Teerink (2010) an.

Für die Klassifizierung nach Teerink (2010) sind dabei vor allem die Strukturen der Cuticula und Medulla am Haarschild von Bedeutung. Als Haarschild bezeichnet man die Verdickung am distalen Ende des Haares, während der sogenannte Haarschaft dem dünneren, basalen Teil des Haares entspricht (Abb. 33 A). Die Haare von Säugetieren lassen sich in Deck- und wesentlich dünnere und weichere Wollhaare unterteilen, wobei Wollhaare im Fell eines Tieres deutlich dominieren, jedoch keinen taxonomischen Wert haben, da der für die Bestimmung wichtige Schild bei diesem Haartyp eine nur geringe oder gar keine Verdickung aufweist (Abb. 33 B) (Teerink 2010). Deckhaare wiederum lassen sich weiter in die Haartypen GH0, GH1 und GH2 unterteilen (GH von engl. guard hair). Der Haartyp GH0 lässt sich dabei selten finden und ist vor allem charakteristisch für Individuen der Ordnung der Nagetiere (Rodentia). Haare vom Typ GH0 sind lang, stabil und für gewöhnlich sehr gerade, wobei sie eine verlängerte, relativ scharfe Spitze aufweisen. Der Haartyp GH1 ist ebenfalls gerade und stabil, kommt jedoch wesentlich häufiger vor als der Typ GH0. Zudem ist die Spitze dieses Haartyps kürzer, so dass sich der dickste Teil des Haarschildes ein wenig näher an der Haarspitze befindet. Haare des Typs GH2 lassen sich am häufigsten finden und weisen meist eine Krümmung des Haares zwischen Schild und Schaft auf, wobei der Schaft eher gerade ist (Teerink 2010). Aufgrund ihrer Seltenheit und weil der Querschnitt von Haaren des Typs GH0 meist rund ist und somit keine genaue Bestimmung zulässt, werden für die Artbestimmung allgemein nur Haare des Typs GH1 und GH2 verwendet (Teerink 2010). Auch in dieser Studie wurden nur diese Haartypen GH1 und GH2 analysiert. Einen Sonderfall stellen die Haare des Wildschweins (*Sus scrofa*) dar, da diese direkt anhand der an der Spitze geteilten Deckhaare identifiziert werden können (Abb. 34 B). Andere Proben enthielten wiederum keine für die Bestimmung brauchbaren Haare und wurden der Kategorie unbekanntes Säugetier zugeteilt.

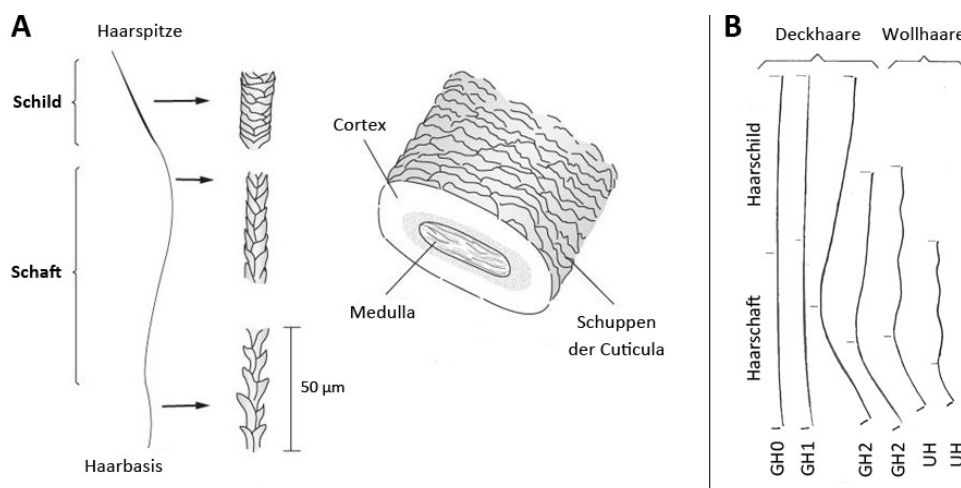


Abb. 33: A: Aufbau eines Säugetierhaares, **B:** Verschiedene Haartypen von Säugetieren. Die Haarspitze zeigt jeweils nach unten (bearbeitet nach ©Teerink 2010)

Herstellung der Präparate nach Teerink (2010)

Um Fettreste zu entfernen, wurden die Haare zunächst in einem feinmaschigen Sieb in lauwarmem Wasser und mit einem Tropfen Spülmittel gewaschen und anschließend mit destilliertem Wasser abgespült.

A) Herstellung des Haarprofil-Präparates

Für die Herstellung eines Haarprofil-Präparates wurde das zu untersuchende Haar mit einer Pinzette seitlich auf einen Objektträger platziert und mit einem Deckglas bedeckt. Anschließend wurde das Präparat unter einem Durchlichtmikroskop (Zeiss Axioskop) bei 50-facher Vergrößerung untersucht.

B) Herstellung des Cuticula-Präparates

Da für die direkte Beobachtung der Haarstrukturen auf der Cuticula kein Elektronenmikroskop zur Verfügung stand, wurde die Oberfläche der Haare indirekt über einen Negativabdruck untersucht. Für die Herstellung des Abdrucks wurden nach der Anleitung von Teerink (2010) 10 Gramm Gelatinepulver mit 50 Milliliter destilliertem Wasser in einer Petrischale vermischt und die Gelatine dann in einem heißen Wasserbad gelöst. Die Gelatinelösung wurde anschließend in einer dünnen Schicht auf einen Objektträger aufgetragen und zwei Minuten lang abgekühlt. Dann wurde das Haar mit einer Pinzette und mit der flachen Seite des Haarschildes nach unten auf die Gelatine platziert. Wellige Haare wurden dabei mit einer Nadel in die Gelatine gedrückt, bis das gesamte Haar bedeckt war. Nach etwa 20 Minuten wurde das Haar schließlich wieder vorsichtig mit einer Nadel entfernt, so dass der auf dem Objektträger entstandene Abdruck unter dem Mikroskop untersucht werden konnte.

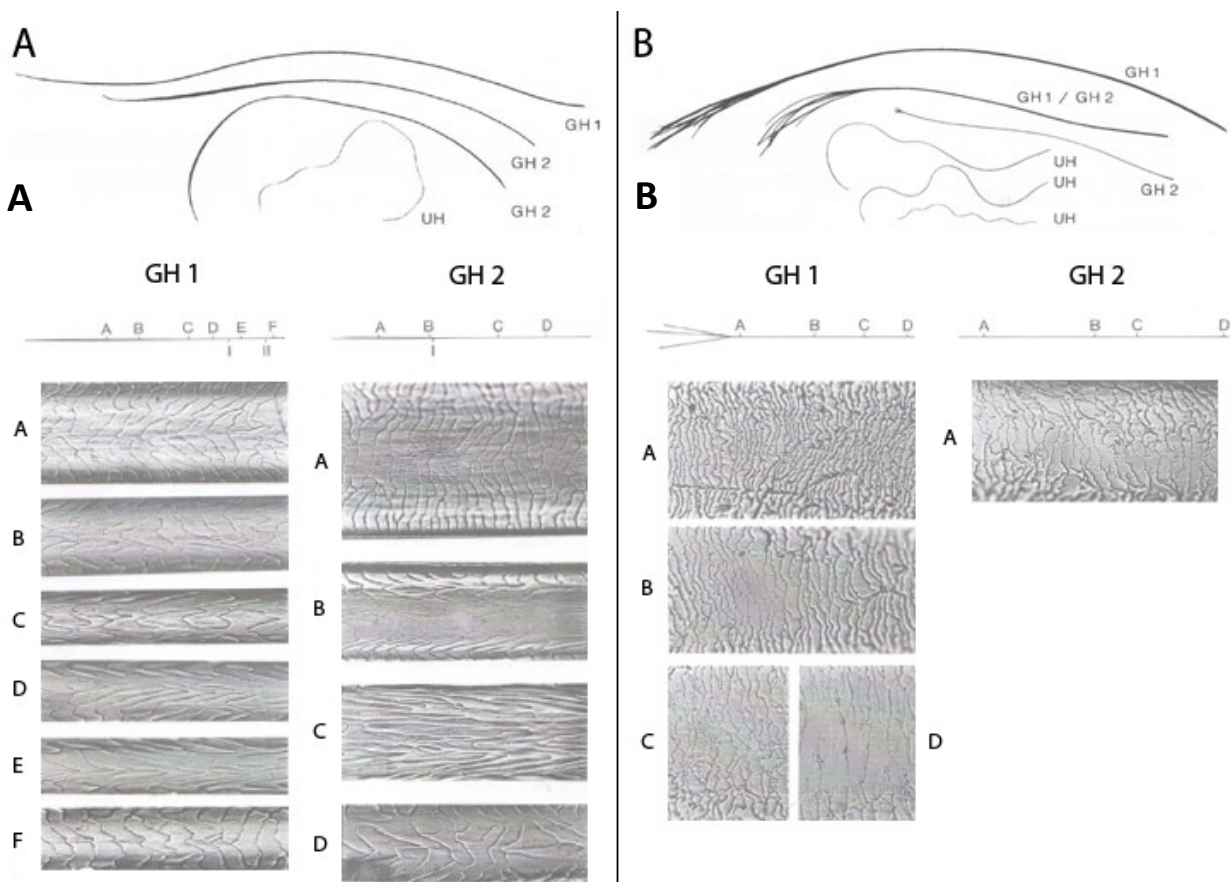


Abb. 34: Unterschiedliche Haartypen und Oberflächenmuster der Cuticula am Beispiel von Feldhase (*Lepus europaeus*) (A) und Wildschwein (B) unter 400-facher Vergrößerung. Deutlich sind beim Wildschwein die gespaltenen Haare des Typs GH1 und GH2 zu erkennen (bearbeitet nach ©Teerink 2010).

2.6. Statistische Methoden und Datenauswertung

2.6.1. Monitoring mittels Kamerafallen

Zur Berechnung des relativen Vorkommens einzelner Tierarten wurden die ausgelesenen Kamerafallenbilder und Videos zunächst auf einem PC im Explorer hierarchisch nach Habitattyp, Standort und dann nach der lateinischen Bezeichnung der jeweiligen Tierart in einzelne Ordner abgespeichert, wobei die Ordner nach Habitattyp bzw. Standort bzw. Tierart benannt wurden. Waren Individuen zweier Arten auf demselben Bild zu sehen, wurde das Bild doppelt in den entsprechenden Ordnern abgespeichert. Für jedes Bild wurde außerdem die Anzahl der abgebildeten Individuen derselben Art in die Kommentarfunktion der Metadaten eingetragen. Anschließend wurden alle Bilder mit der Software Irfan View 4.5 automatisiert mit dem folgenden Dateinamen versehen: „Gattung Art_Datum_Uhrzeit“ (Bsp: „*Lepus europaeus*_20160514_201500“). Zur Umbenennung griff die Software dabei sowohl auf den Namen der jeweiligen Ordner als auch auf die Metadaten der einzelnen Bilder zurück. Da die aufgenommenen Videodateien andere Metadaten besaßen als die Bilder, wurde für jedes Video zuvor mit der Software R 3.4.1 ein leeres Bild mit den korrekten Metadaten, demselben Dateinamen und dem Anhang „_metadaten“ erstellt (Bsp: „*Lepus europaeus*_20160514_201500_metadaten“). Für die Auswertung der Fotofallenbilder wurden die Kamerafallenbilder in Kamerafallenevents umgerechnet (Meek et al. 2014). Dieser Schritt war notwendig, da sich einige Individuen immer wieder über längere Zeit vor den Kamerafallen aufhielten und folglich ganze Bilderserien generierten, welche wiederum bei der Auswertung zu einer Bestandsüberschätzung der jeweiligen Tierart geführt hätte. Ein Kamerafallenevent wurde dabei definiert als die Sichtung einer bestimmten Tierart an einem bestimmten Standort, wobei mindestens fünf Minuten zwischen zwei Events vergangen sein mussten. Da sich zudem in einigen Fällen mehrere Individuen der gleichen Art auf einem Bild befanden, wurde die Anzahl der Events am Ende für jeden Standort und jede Tierart mit der durchschnittlichen Gruppengröße der Tierart an dem jeweiligen Standort multipliziert.

Die Berechnung der Kamerafallenevents wurde mit der Software R 3.4.1 durchgeführt. Dafür wurde ein Skript geschrieben, welches auf die abgespeicherten Kamerafallenbilder zugriff und dabei aus dem Namen jeder Bilddatei die Tierart, das Datum und die Uhrzeit auslas. Anschließend generierte das Skript automatisiert für jedes Bild eine Zeile mit den entsprechenden Informationen in einer Exceltabelle. Diese Tabelle wurde anschließend automatisch zuerst nach dem Standort, dann nach der Tierart und abschließend nach Datum und Uhrzeit geordnet. In einem nächsten Schritt wurde die Zeitdifferenz zwischen jedem Bild in einer extra Spalte ausgegeben. In einer zusätzlichen Spalte der Tabelle wurde dabei ersichtlich, wenn die Zeitdifferenz zwischen zwei Bildern über 5 Minuten betrug und somit ein neues Event vorlag. Das R-Skript ist dem Anhang zu entnehmen (siehe Anhang S. 194). Als Alternative zu diesem Vorgehen sind im Internet einige Softwarelösungen verfügbar, wobei vor allem das Programm Trapper (demo.trapper-project.org) empfehlenswert ist. Dieses befindet sich gegenwärtig jedoch noch in der Entwicklungsphase und hat den Nachteil, dass die Bilddateien auf einen fremden Server hochgeladen werden müssen. Anderen Softwareprogrammen fehlte es indes meist an bestimmten Funktionen.

Zur Berechnung des relativen Vorkommens wurde mit der Software MS Excel für jeden Habitattyp und jede Tierart ein Relativer Abundanz Index (RAI) berechnet (O'Brien et al. 2003; Jenks et al. 2011). Dafür wurden

die Kamerafallenevents für eine Art aus allen Standorten eines Habitattyps addiert, mit 100 multipliziert und durch die Gesamtzahl der Kamerafallennächte in diesem Habitattyp geteilt (Formel 1) (Meek et al. 2014). Der RAI stellt somit die Anzahl an Kamerafallenevents einer Tierart in 100 Kamerafallennächten dar. Der RAI wurde außerdem auch zur Messung des Fangerfolgs einzelner Tierarten genutzt (Anzahl Fänge / 100 Kamerafallennächte). In diesem Fall wurde das Akronym FRAI genutzt.

$$\text{RAI} = \frac{100 * \sum_{i=1}^n \text{Ev}_j}{\sum_{i=1}^n \text{FN}_i} \quad \text{bzw.} \quad \text{FRAI} = \frac{100 * \sum_{i=1}^n \text{LF}_j}{\sum_{i=1}^n \text{FN}_i} \quad (1)$$

mit **RAI/FRAI**= Relativer Abundanz Index; **n**= Anzahl der Standorte; **Ev**= Anzahl der Kamerafallenevents einer Tierart *j*; **LF**= Anzahl der Lebendfänge von Tierart *j*; **FN**= Anzahl der Kamerafallennächte an *i* Standorten

Da die meisten Kamerafallenbilder schwarz-weiß waren und daher in vielen Fällen keine Unterscheidung zwischen Baummarder (*Martes martes*) und Steinmarder (*Martes foina*) erlaubten, wurden beide Arten bei der Auswertung als *Martes spec.* zusammengefasst.

Ebenfalls bedingt durch die unmögliche Bestimmung vieler Wasservögel auf schwarz-weiß Bildern wurden bei der Erfassung der Wasservögel entlang der Schilfgürtel alle Vertreter der Säger sowie der Tauch-, Schwimm-, und Meerenten in der Gruppe der sogenannten Anatinae zusammengefasst. Die innere Systematik der Familie der Entenvögel (Anatidae) unterliegt gegenwärtig Diskussionen und befindet sich daher im Umbruch (Kear 2005). Um bei der Auswertung die ebenfalls zur Familie der Entenvögel zählende Graugans sowie den Höckerschwan von den im deutschen Sprachraum als Enten bezeichneten Tieren zu unterscheiden, wurde die Systematik nach Kear (2005) angewandt. Diese fasst die Gruppen der sogenannten Schwimmenten, Tauchenten, Meerenten, Säger sowie die Gruppe der nicht heimischen Malacorhynchini in der Unterfamilie der Anatinae zusammen. Diese Einteilung eignete sich insofern gut für die Auswertung, als dass die Vertreter der Anatinae selbst auf schwarz-weiß Bildern noch eindeutig anhand ihrer Silhouette von anderen Vögeln wie Graugans oder Höckerschwan unterschieden werden konnten.

2.6.2. Berechnung der Aktionsräume

Für die Bestimmung des Aktionsraums bzw. der Streifgebietsgröße (engl.: home range) wurde die weit verbreitete Definition von Burt (1943) genutzt. Burt (1943) definiert einen Aktionsraum als „das Gebiet, auf welches sich die Aktivität eines Wildtieres inklusive Nahrungssuche, Paarungssuche und Jungenaufzucht in einer bestimmten Zeit beschränkt“. Für die Berechnung wurden die einzelnen GPS-Positionen der Sendehalsbänder tabellarisch in MS Excel gespeichert und anschließend die Aktionsräume mit der Software R 3.4.1 und dem Paket 'adehabitat' (Calenge 2006) berechnet. Da es für die Berechnung des Aktionsraums einer Tierart verschiedene nicht-parametrische und parametrische Methoden gibt und alle gewisse Vor- und Nachteile bieten, ist es nach Marboutin (1997) ratsam, verschiedene Methoden zu nutzen und miteinander zu vergleichen. Aus diesem Grund wurde für die Berechnungen der Aktionsräume sowohl die Methode des Minimal-Convex-Polygon (MCP; [Mohr 1947]) als auch die Methoden der Kernel Density Estimation (KDE; [Worton 1989]) und des Local-Convex-Hull (LoCoH; [Getz et al. 2007]) genutzt.

Minimal Convex Polygon (MCP)

Die nicht-parametrische Methode des Minimal-Convex-Polygon ist die einfachste und in der Literatur am weitesten verbreitete Methode der Aktionsraumerfassung (Harris et al. 1990; Powell 2000). Berechnet wird das MCP durch die Verbindung der äußersten GPS-Punkte zu einem Polygon, wobei dieses Polygon keine konkaven Konturen besitzt (Hayne 1949). Obwohl das MCP oft kritisiert wird, da es anfällig für Ausreißer und Extrempunkte ist (Seaman et al. 1999; Powell 2000), keinen Aufschluss auf die Dichteverteilung innerhalb des Aktionsraums gibt und in der Regel zu einer Überschätzung des Aktionsraums neigt, da einmalig oder gar nicht genutzte Gebiete wie Gewässer oder Siedlungen nicht aus dem Aktionsraum ausgeschlossen werden können (Anderson 1982), liegt der große Vorteil dieser Methode in der Vergleichsmöglichkeit untereinander (Harris et al. 1990). Bedingungen hierfür sind allerdings etwa gleiche Datensatzgrößen und ein gleicher Umgang mit Ausreißern (Seaman et al. 1999). Für eine genauere Untersuchung der Raumnutzung können verschiedene Aktionsraumlevel berechnet werden. Während das MCP_{100%} beispielsweise alle verfügbaren GPS-Positionen umfasst, schließt das MCP_{95%} die 5 Prozent der Punkte aus, welche sich am weitesten vom arithmetischen Mittelpunkt aller Punkte entfernt befinden. Burt (1943) geht davon aus, dass die äußersten 5 Prozent aller Lokalisationen als Exkursionen anzusehen sind und demnach nicht zum festen Aktionsraum eines Tieres zählen. Aus diesem Grund wird in der Regel das MCP_{95%} in der Literatur am häufigsten zur Berechnung des Aktionsraums genutzt.

Kernel Density Estimation (KDE)

Bei der Kernel Density Estimation (dt: Kerneldichteschätzung) handelt es sich um eine parametrische Methode, welche im Gegensatz zum nicht-parametrischen MCP die Dichteverteilung der einzelnen GPS-Positionen berücksichtigt. Das KDE beruht im Wesentlichen auf einer Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion, welche eine x-prozentige Wahrscheinlichkeit errechnet, mit der sich ein Tier in einem bestimmten Areal aufhält (Laver 2005). Voraussetzung für das KDE ist daher eine ungleichmäßige Verteilung der GPS-Positionen. Bei der in dieser Studie angewendeten Variante des Fixed Kernels wird über alle GPS-Punkte ein Gitter gelegt und anschließend die Entfernung jedes Punktes zum nächsten Gitterpunkt errechnet. Von entscheidender Bedeutung ist dabei die Wahl eines passenden Glättungsfaktors (engl. smoothing factor oder bandwidth), durch den die einzelnen Entfernungswerte im nächsten Schritt in einen Dichtewert umgerechnet werden (Silverman 1986; Powell 2000). Dabei stellen alle Punkte desselben Dichtewertes ein gemeinsames Wahrscheinlichkeitslevel dar. Für die Wahl des optimalen Glättungsfaktors h wurden bereits zahlreiche Methoden beschrieben, so unter anderem auch die weit verbreitete Least Squares Cross-Validation (LSCV) und die Methode nach Bowman (1985). Beide Methoden eigneten sich jedoch nicht in dieser Studie, da sie jeweils zu einer sehr starken Zerstückelung und deutlichen Unterschätzungen der Aktionsräume führten. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch Blundell et al. (2001), die daher die Standardmethode nach Worton (1989) für die Wahl des Glättungsfaktors empfehlen (h_{ref}). Auch in dieser Studie ergab die Standardmethode für die Wahl von h die besten Ergebnisse und wurde daher als Glättungsfaktor genutzt. Zwar neigt h_{ref} laut Literatur zu einer leichten Überschätzung des Aktionsraums (Laver 2005), laut Kie (2013) reduziert sich dieser Effekt aber mit zunehmender Stichprobengröße und diese war in dieser Studie wesentlich höher als in vergleichbaren Studien. Da es sich bei der Überschätzung der Aktionsräume zudem um einen systematischen Fehler handelt, der sich beim intra- und interspezifischen Vergleich verschiedener KDEs ausgleicht, wurde die Überschätzung der Aktionsräume in Kauf genommen.

Local Convex Hull (LoCoH)

Bei der Methode des Local Convex Hull wird für jeden einzelnen GPS-Punkt im zweidimensionalen Raum zusammen mit dessen unmittelbar angrenzenden Nachbarpunkten ein MCP gebildet. Die so entstehenden MCPs werden anschließend, beginnend beim Kleinsten, zusammengefügt und die entstandene Fläche in Konturlinien geteilt, wobei die x-te Konturlinie x Prozent der ursprünglichen Datenpunkte enthält. Durch den Überlappungsgrad der einzelnen MCPs kann dabei ebenfalls wie beim KDE eine Dichteverteilung der einzelnen GPS-Positionen ermittelt werden (Getz et al. 2007). Für die Auswahl der Nachbarpunkte, die zusammen mit dem betreffenden GPS-Punkt das MCP bilden, gibt es drei Varianten: das K-LoCoH definiert die Nachbarpunkte eines Punktes anhand einer vordefinierten Anzahl an nächsten Nachbarpunkten (K), die in der Regel als die Wurzel der Gesamtanzahl aller Positionen des Datensatzes bestimmt wird. Das R-LoCoH hingegen definiert die Anzahl der Nachbarpunkte über einen festen Radius R um die betreffende Position herum, während das A-LoCoH die Nachpositionen so definiert, dass die addierten Entfernungen der einzelnen Nachbarpositionen zur betreffenden Position nicht größer als die maximale Distanz a zweier Positionen im Datensatz ist (Getz et al. 2007). Verwendung fand in dieser Studie das A-LoCoH. Vor allem wenn viele Ortungspositionen vorliegen, wie es bei der Anwendung von GPS-Sendern der Fall ist, generieren LoCoHs, und darunter speziell die Form des angepassten LoCoHs (A-LoCoH), aufgrund der Fähigkeit zur Identifikation harter geographischer Grenzen wesentlich genauere Ergebnisse als andere Methoden (Getz und Wilmers 2004; Getz et al. 2007).

Da laut Burt (1943) vereinzelte Aufenthalte eines Tieres zur Erforschung der Umgebung (Exkursionen) und außerhalb des für gewöhnlich genutzten Gebietes nicht als Teil des eigentlichen Aktionsraums angesehen werden sollten, wird bei der Berechnung von Aktionsräumen, die eine Untersuchung der Dichteverteilung ermöglichen (KDE, LoCoH), häufig das Konzept der Nutzungsverteilung (engl: utilization distribution [UD]) angewendet [Van Winkle 1975]. Die UD beschreibt die Raumnutzung anhand einer bivariaten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion in einem zweidimensionalen Raum, wobei in der Regel ein Wert von 95 Prozent für die Berechnung des Aktionsraums genutzt wird (Worton 1989; White und Garrott 1990). Das bedeutet, dass sich das Tier mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 Prozent im Aktionsraum aufhält, während die fünf Prozent der vom Zentrum am weitesten entfernt gelegenen GPS-Positionen als Exkursionen und somit nicht als Teil des Aktionsraums angesehen werden. Somit wird eine übermäßige Vergrößerung des eigentlichen Aktionsraums durch kurzzeitige Exkursionen des Tieres verhindert (White und Garrott 1990). Entsprechend wurden alle Aktionsräume mit einem Level von 95 Prozent berechnet ($MCP_{95\%}$, $KDE_{95\%}$, $A-LoCoH_{95\%}$).

Für die Untersuchung der Raumnutzung wurden sowohl die Größen der Gesamtaktionsräume (GAR) als auch die Größen der saisonalen Aktionsräume (SAR) und der monatlichen Aktionsräume (MAR) aller Untersuchungstiere berechnet. Der GAR umfasste dabei die GPS-Positionen des jeweils gesamten Kontrollzeitraums, während der SAR nur die GPS-Positionen einer bestimmten Jahreszeit umfasste. Bei der Berechnung des MAR und des SAR kam nur die Methode des KDE (95 %, 50 %) zum Einsatz, da sich dieses am besten untereinander vergleichen lässt (Getz et al. 2007). Die SAR wurden nach Michler (2016) wie folgt definiert:

Frühling → März, April, Mai
Sommer → Juni, Juli, August

Herbst → September, Oktober, November
Winter → Dezember, Januar, Februar

Die MAR der einzelnen Individuen flossen nur in die Berechnungen mit ein, wenn für das jeweilige Tier Datensätze von mindestens 21 Tagen im entsprechenden Monat verfügbar waren. Für die Berechnung der SAR waren Daten von mindestens zwei Monaten in der entsprechenden Jahreszeit notwendig.

Berechnung der Aktionsraumzentren / Kerngebiete

Zur Betrachtung der Raum- und Habitatnutzung der Raubsäuger auf Ebene des Mikro-Habitats wurden Aktionsraumzentren (AZ) berechnet. Diese Kernzonen stellen Gebiete mit einer erhöhten Nutzungsintensität dar, beispielsweise verursacht durch günstige Nahrungsquellen oder häufig genutzte Schlafplätze (Burt 1943; Samuel et al. 1985; Seaman und Powell 1990). Für die Berechnung der Kerngebiete wurde sowohl die Methode des KDE als auch die des A-LoCoH angewendet, da beide Methoden im Gegensatz zum MCP die Dichteverteilung der einzelnen GPS-Positionen berücksichtigen und somit überhaupt erst die Möglichkeit bieten, AZ mit einem Maximum an Lokalisationen zu identifizieren (Kenward 1992). Für beide Methoden wurden die Kerngebiete mit einem Level von 50 % berechnet ($KDE_{50\%}$, $A-LoCoH_{50\%}$) (Dixon und Chapman 1980; Laver und Kelly 2008; Byrne und Chamberlain 2011; Drygala et al. 2008).

Aktionsraumüberlappung

Intraspezifische Überlappungen der Aktionsräume zwischen zwei Individuen A und B wurden mit Hilfe des Sørensen Koeffizienten und nach Formel (2) berechnet (Sørensen 1948; Poole 1995), wobei als Basis für die Berechnung sowohl das $A-LoCoH_{95\%}$ als auch das $KDE_{95\%}$ beider Individuen diente. Zudem wurden auch die Überlappungen der Aktionsraumzentren ($A-LoCoH_{50\%}$, $KDE_{50\%}$) berechnet.

$$SK = \frac{2C}{(A + B)} * 100 \quad (2)$$

mit **SK**= Sørensen Koeffizient [%]; **A**= Aktionsraumgröße von A [ha]; **B**= Aktionsraumgröße von B [ha]; **C**= Größe der überlappenden Fläche [ha]

2.6.3. Definition der annualen und diurnalen Aktivitätszeiten

Zur Definition der Aktivitäts- und Ruhephase beider Tierarten im Jahresverlauf wurden die 3D-Beschleunigungsdaten der Sender mit Hilfe der Software Firetail (©2018 Schäffelhut Berger GmbH) ausgewertet und ein genaues Aktivitätsprofil der einzelnen Tiere generiert. Da die Beschleunigungssender jedoch keine Ortsveränderungen, sondern lediglich relative Lageveränderungen des Senders aufzeichnen, können die Ergebnisse zu Fehlinterpretationen führen, beispielsweise wenn während der Ruhephase eine Bewegung des Kopfes stattfindet. Aus diesem Grund wurden die Aktivitätsphasen in einem zweiten Ansatz auch anhand der relativen Ortsveränderungen der Sender untersucht. Dafür wurden die Distanzen zwischen je zwei aufeinanderfolgenden GPS-Positionen berechnet und anschließend der Median der Distanzwerte an jeweils denselben Uhrzeiten aller Tage und jeden Monats gebildet. Auch diese Methode bietet jedoch Ungenauigkeiten, da sie nur die Luftlinie zwischen zwei aufeinanderfolgenden GPS-Positionen berechnet und die Aktivität der Tiere während der Intervalle folglich außer Acht lässt. Zudem kann es zur Unterschätzung der Aktivität kommen, wenn diese sich nur auf einen kleinen Raum beschränkt, beispielsweise

wenn sich ein Waschbär bei der Suche nach Nahrung über längere Zeit am selben Standort aufhält. Aus diesem Grund wurden beide Methoden zur Definition der Aktivitätsphasen miteinander kombiniert.

Die Berechnung der Distanzen zwischen zwei GPS-Lokalisationen erfolgte mit der Software MS Excel 2010 nach Formel 4. Für die Berechnung war es allerdings zunächst notwendig, die Länge des Erdradius im UG zu berechnen:

$$R = \sqrt{\frac{(r_1^2 * \cos(B))^2 + (r_2^2 * \sin(B))^2}{(r_1 * \cos(B))^2 + (r_2 * \sin(B))^2}} \quad (3)$$

mit **R**= Erdradius an Breitengrad **B**; **B**= Breitengrad [52,2]; **r₁**= Erdradius am Äquator[6.378,137 km]; **r₂**= Erdradius am Pol [6.345,752 km].

Nach Formel 3 beträgt der Erdradius im UG (Breitengrad 52,5°) 6.364,719 Meter. Mit diesem Wert wurden die Distanzen zwischen den einzelnen GPS-Lokalisationen wie folgt berechnet:

$$D_{A-B} = \text{Arccos} \left(\sin \left(\frac{B_A * \pi}{180} \right) * \sin \left(\frac{B_B * \pi}{180} \right) + \cos \left(\frac{B_A * \pi}{180} \right) * \cos \left(\frac{B_B * \pi}{180} \right) * \cos \left(\left(\frac{L_B * \pi}{180} \right) - \left(\frac{L_A * \pi}{180} \right) \right) \right) * ER \quad (4)$$

mit **D**= Distanz zwischen Koordinate A und B [m]; **B_A**= Breitengrad der Koordinate A; **B_B**= Breitengrad der Koordinate B; **L_A**= Längengrad der Koordinate A; **L_B**= Längengrad der Koordinate B ; **ER**= Erdradius [km]

2.6.4. Habitatnutzung

Zur Untersuchung der Habitatnutzung wurde der Chesson- Index ϵ (Chesson 1983) verwendet. Die Wahl fiel auf diese Methode, da sie auch bei einer individuell unterschiedlich verfügbaren Anzahl an Habitatkategorien eine Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Individuen ermöglicht. Der Chesson-Index stellt im Wesentlichen eine Erweiterung des Manly's alpha (Manly et al. 1972) dar und wurde in der Literatur häufig zur Untersuchung von Nutzungsverteilungen und -präferenzen genutzt (Krebs 1989; Pebsworth et al. 2012; Cristescu et al. 2013; Schai-Braun et al. 2013; Fiderer 2014). Beide Indizes wurden wie folgt berechnet:

$$\epsilon = \frac{a_i * m - 1}{(m-2) * a_i + 1} \quad (5) \quad a_i = \frac{r_i / p_i}{\sum_{i=1}^m (r_i / p_i)} \quad (6)$$

mit **m**= Anzahl der für das Individuum verfügbaren Habitattypen; **r_i**= Anteil des Habitattyps i an allen genutzten Habitattypen [%]; **p_i**= Anteil des Habitattyps i im verfügbaren Gesamtaktionsraum [%]

Das Manly's Alpha α für einen Habitattypen i berechnet sich durch Division des prozentual genutzten Anteils der Kategorie i aus der Gesamtheit aller genutzter Kategorien und den für das Tier verfügbaren Anteil von i aus der Gesamtheit aller verfügbaren Kategorien m. Anschließend wird der Term durch die Summe aller Quotienten der einzelnen Kategorien geteilt (Formel 6). Der berechnete Wert für α wird dann in die Formel nach Chesson integriert (Formel 5). Je nach Nutzungspräferenz kann der Chesson-Index ϵ

einer Kategorie i Werte zwischen -1 und +1 annehmen, wobei positive Werte eine Präferenz und negative Werte eine Meidung der betreffenden Kategorie anzeigen. Ein Wert von +1 steht demnach für die absolute Präferenz eines Habitattyps, während -1 die absolute Meidung einer Kategorie anzeigt. Nähert sich ε dem Wert $1/m$, so liegt eine relative Nutzung nach Verfügbarkeit vor (Chesson 1983).

Verwendet man den Chesson-Index für die Berechnung von Habitatpräferenzen, so sind die Definition der Bezugsfläche und damit die für die Tierarten überhaupt erst verfügbaren Habitattypen von entscheidender Bedeutung. Wird die Bezugsfläche zu groß gewählt, besteht die Gefahr, dass Habitattypen allein aufgrund der großen Entfernung zum Zentrum der Raumnutzung nicht mehr genutzt werden und es unabhängig vom Habitattyp selbst zu einer Meidung desselben kommt. Bei einer zu klein gewählten Fläche besteht hingegen die Gefahr, dass nur Habitattypen in die Untersuchung einfließen, die ohnehin bereits präferiert werden. Davon ausgehend stellt das $KDE_{95\%}$ einen guten Kompromiss für eine geeignete Bezugsfläche dar. Im Gegensatz zur Methode des Adapted Local-Convex-Hull erkennt das Kernel keine scharfen Grenzen der Raumnutzung und berechnet somit eine Art Puffer um den tatsächlichen Aktionsraum des Tieres. Dies war für die Definition der Bezugsfläche von Vorteil, da somit auch potentiell stark gemiedene Vegetationstypen am Rand oder knapp außerhalb des eigentlichen Aktionsraums berücksichtigt wurden, während das A-LoCoH diese Vegetationstypen von vornherein aus den Berechnungen ausgeschlossen und somit unterschätzt hätte. Weitere Alternativen für die Definition der Bezugsfläche sind die Erstellung einer Kreisfläche um den Totfund des Tieres (Reichlin et al. 2006) oder um das Kerngebiet des Aktionsraums mit einer Fläche, die dem durchschnittlichen Aktionsraum aller Individuen entspricht. Beide Methoden eigneten sich in dieser Studie jedoch nicht, da sie vor allem für die in die Länge gezogenen Aktionsräume der Waschbären keine repräsentativen Bezugsflächen darstellten. Die jeweiligen Anteile der genutzten Habitattypen wurden über die Verteilung der GPS-Lokalisationen innerhalb der jeweiligen Bezugsflächen definiert, wobei in den Berechnungen nur Habitattypen berücksichtigt wurden, deren Anteil am jeweiligen Aktionsraum mindestens 0,1 Prozent betrug. Damit sollte zum einen verhindert werden, dass es durch eine zufällige Nutzung eines kaum verfügbaren Habitattyps zu einer Überschätzung der Präferenz für diesen Habitattyp kam, zum anderen sollte aber auch eine Unterschätzung der Präferenz eines kaum verfügbaren Habitattyps aufgrund einer zu kleinen Fläche verhindert werden (Tab. 4). Die für die einzelnen Tiere berechneten Indizes desselben Habitattyps wurden schließlich in einem Boxplot zusammengefasst. Die Präferenz oder Meidung einer Kategorie wurde dabei als signifikant betrachtet, wenn die Werte des 10 und 90 Perzentils dasselbe mathematische Vorzeichen trugen (Schai-Braun et al. 2013). Auf die Vervielfältigung der Stichproben mit Hilfe eines Bootstraps wie in Schai-Braun et al. (2013) wurde verzichtet, da die Stichproben zum Teil nur wenige Tiere umfassten und somit die Bedingung einer für die Population repräsentativen Stichprobe nicht erfüllt wurde (Dixon 1993). Der Chesson-Index wurde für die Habitate Wald, Offene Agrarlandschaft, Feuchtgebiet und Siedlungsraum und dann nochmal für die 13 detaillierteren Habitattypen berechnet.

Tab. 4: Extrembeispiele für die Über- und Unterschätzung eines Habitattyps aufgrund einer zu kleinen Fläche

Vegetation	Flächenanteil am $KDE_{95\%}$	Anzahl der GPS-Positionen	Chesson-Index	Interpretation
Brachfläche	0,05 %	1	0,94	Starke Präferenz
Brachfläche	0,05 %	0	-1	Absolute Meidung

2.6.5. Vogelkartierung und Räuber-Beute-Überlappung

Um ein möglichst repräsentatives Bild der lokalen Bodenbrüterfauna zu erlangen, wurde die relative Abundanz der einzelnen Vogelarten unter Verwendung sogenannter MacKinnon Listen geschätzt (MacKinnon et al. 1993). Obwohl MacKinnon Listen typischerweise genutzt werden, um die Artendiversität zu schätzen und einen ersten Eindruck des lokalen Vogelvorkommens einer Region zu erhalten (Herzog et al. 2002), haben sie sich auch als relativ schnell durchführbare Methode zur Schätzung der Abundanz einzelner Vogelarten bewährt (Bibby et al. 2000; MacLeod et al. 2011). Die Methode beruht dabei im Wesentlichen auf einer chronologischen Auflistung aller Vögel, die während einer Kartierung beobachtet werden. Diese Masterliste wird schließlich nach der Kartierung chronologisch in kleinere Listen geteilt, und zwar so, dass sich in jeder Liste eine vordefinierte Anzahl an verschiedenen Arten befindet. In dieser Studie wurde mit einem Wert von zehn Arten gearbeitet. Dieser stellt auch in der Literatur den am häufigsten verwendeten Wert dar (MacLeod et al. 2011). Anhand der somit bei jeder Kartierung produzierten Listen können schließlich Abundanzschätzungen durchgeführt werden, indem die Häufigkeit gezählt wird, mit der einzelne Vogelarten insgesamt in den verschiedenen Listen auftauchen. Zudem lässt sich mit Hilfe der Listen auch eine Akkumulationskurve der neu gesichteten Arten generieren.

Zur Berechnung der räumlichen Räuber-Beute-Überlappung wurden die Aktionsraumzentren der Rotfüchse und Waschbären während der Balz- und Brutzeit (01.03. bis 30.06.) berechnet und mit den Positionen der kartierten Bodenbrüter verglichen (ArcGIS 10.4, Werkzeug: near). Als Berechnungsmethode wurde neben dem A-LoCoH_{50%} auch das A-LoCoH_{30%} angewandt, da dieses aufgrund der homogenen Raumnutzung der Rotfüchse zentriertere Kerngebiete lieferte und daher einen besseren Vergleich zwischen den beiden Raubsäugerarten bot. Um die Ungenauigkeit auszugleichen, mit der die Standorte der Vogelsichtungen digitalisiert worden waren, wurden die Berechnungen mit einem Toleranzwert von 10 Metern durchgeführt, indem zunächst ein entsprechender Puffer um die Kerngebiete der Raubsäuger gelegt wurde. Anschließend wurde für jede Vogelart der prozentuale Anteil an Sichtungen berechnet, der sich mit den Aktionsraumzentren der Waschbären oder Rotfüchse überschneidet.

2.6.6. Analyse der Losungsproben

Die quantitative Auswertung der Losungsproben erfolgte nach zwei verschiedenen Methoden. Die sogenannte Frequency of Occurrence (%AF) stellt dabei die einfachste und bei Rotfüchsen und anderen Raubsäugern die am häufigsten angewandte Methode dar (Dell'Arte und Leonardi 2005; Klare et al. 2011). Sie lässt Gewicht, Größe sowie Volumen und somit die Biomasse der einzelnen Nahrungskategorien (NK) außer Acht und gibt nur die Auftrettsfrequenz einer Kategorie in den untersuchten Losungen wieder. Die relative Häufigkeit (%AF) ergibt sich aus der Anzahl der Losungen (n_L), in denen die Nahrungskategorie i enthalten ist, im Verhältnis zu der Gesamtzahl der Losungen (n_{ges}) in Prozent (Hofmann 1999).

$$AF = \frac{n_L}{n_{ges}} * 100 \quad (7)$$

mit **AF**= Auftrettsfrequenz der NK i [%]; n_L = Anzahl der Losungen, die die NK i enthalten; n_{ges} = Anzahl der Losungen.

Neben der Frequency of Occurrence wurde in einem zweiten Ansatz auch die konsumierte Biomasse der in den einzelnen Losungen gefundenen NK berechnet. Im Gegensatz zur Auftrettsfrequenz erlaubt es diese Methode somit, Rückschlüsse auf die tatsächlich konsumierte Biomasse zu ziehen. Ein häufig diskutiertes Problem dieser Methode ist jedoch, dass Bestandteile verschiedener NK unterschiedlich stark verdaut werden. Während ein Regenwurm durch einen Raubsäuger beispielsweise fast komplett verdaut wird und daher kaum in der Losung nachweisbar ist, enthält ein Kleinsäuger einen wesentlich höheren Anteil an nicht verdaubaren Komponenten (Fell, Knochen), die später in der Losung nachweisbar sind. Ebenso verändert sich die Proportion von verdaubarem Material zu nicht verdaubarem Material mit zunehmendem Körpervolumen der Beute. Aus diesem Grund spiegeln die Anteile der in den Losungen gefundenen NK in der Regel nicht die Biomasse der tatsächlich gefressenen Nahrung wieder (Lockie 1959). Eine Methode, um diesen Fehler auszugleichen, ist die Verwendung von sogenannten Verdauungskoeffizienten, die mit der Biomasse einer NK multipliziert werden (Lockie 1959, 1961; Goszczyński 1974; Greenwood 1979; Yoneda 1982; Seiler 2001; Michler 2017). Der Verdauungskoeffizient gibt dabei das Verhältnis zwischen dem Gewicht der aufgenommenen Nahrung und dem Gewicht des unverdauten Materials in der Losung wieder.

Für die Berechnung der Biomasse einzelner NK wurde die Trockenmasse der gesamten Losungsprobe (TM) sowie die Trockenmasse jeder einzelnen NK (TM_i) mit einer Digitalwaage (Fa. Satorius, Entris 623i-1S) auf die nächsten 0,001 g bestimmt. In einzelnen Fällen, in denen Bestandteile einer NK aufgrund ihrer Anzahl oder Größe nicht komplett aus der Losung aussortiert oder von anderen NK sauber getrennt werden konnten, wurde der prozentuale Volumenanteil (Vol_i) der betreffenden NK an der Gesamtlosung geschätzt (Engelmann et al. 2011; Michler 2017). Die Trockenmasse von i wurde dann durch Multiplikation des geschätzten Volumenanteils mit der Trockenmasse der gesamten Losung berechnet und durch Hundert geteilt. Die jeweiligen Anteile (TM_i) der einzelnen NK wurden anschließend zur Bestimmung der konsumierten Biomasse (BM_{ges}) mit einem spezifischen Verdauungskoeffizienten (VK) multipliziert:

$$TM_i = \sum TM * \frac{Vol_i}{100} \quad (8)$$

$$BM_i = TM_i * VK_i \quad (9)$$

mit **TM**= Trockenmasse der gesamten Losungsprobe [g]; **TM_i**= Trockenmasse der NK i [g]; **Vol_i**= Volumenanteil der NK i an der gesamten Losung [%]; **BM_i**= konsumierte Biomasse der NK i [g]; **VK_i**= Verdauungskoeffizient der NK i

Nach Lockie (1961) und Goszczyński (1974) ist der Unterschied einzelner Verdauungskoeffizienten zwischen verschiedenen Raubsäugerarten vernachlässigbar, so dass sie sich problemlos auf andere Raubsäugerarten übertragen lassen. Aus diesem Grund und da sich die Verdauungskoeffizienten in der Literatur zum Teil stark unterscheiden sowie zur besseren Vergleichbarkeit und da für den Rotfuchs nicht für alle Kategorien Werte verfügbar waren, wurden für beide Arten dieselben Werte aus Michler (2017) genutzt.

Zur Ermittlung eines Verdauungsfaktors für die Kategorie der unbekannten Wirbeltiere wurden die Werte aller Wirbeltiere aus Michler (2017) gemittelt. Außerdem wurden innerhalb der Kategorie der Vögel für Federn und Eierschalen unterschiedliche Werte genutzt. Für die Kategorie der Mollusken wurden die Werte von Muscheln und Schnecken aus Michler (2017) gemittelt. Muscheln und Schnecken ließen sich vor allem bei kleinen, häufig nur sandkorngroßen Bruchstücken nicht mehr unterscheiden, weswegen beide Kategorien zusammengefasst wurden. Zudem wurden innerhalb der Kategorie der Baumfrüchte drei unterschiedliche Werte für Kirschen, Äpfel und Nüsse genutzt (Michler 2017). Für Pflaumen wurde dabei aufgrund des ähnlichen Verhältnisses zwischen Kern und Fruchtfleisch der Wert von Kirschen genutzt. Lediglich für die Kategorie der „großen Säugetiere“, die nur bei den Rotfüchsen auftauchte, wurde der Wert von Goszczyński (1974) und (Yoneda 1982) verwendet (Tab. 5), da Michler (2017) hier keinen Wert anbot.

Tab. 5: Für Waschbär und Rotfuchs verfügbare Verdauungskoeffizienten aus der Literatur. Die für diese Arbeit genutzten Werte sind **fett** gekennzeichnet (^a= kleine Vögel, ^b= große Vögel, ^c= juvenile Am. Bläsralle [*Fulica americana*], ^d= Rotschulterstärkling [*Agelaius phoeniceus*], ^e= kl. Schnecken, ^f= gr. Schnecken

Kategorie	Verdauungskoeffizienten aus der Literatur					
Autor	Lockie (1959)	Goszczyński (1974)	Yoneda (1982)	Greenwood (1979)	Seiler (2001)	Michler (2017)
Tierart	Rotfuchs			Waschbär		
Gr. Säugetiere	-	118	118	-	-	-
Kleinsäuger	23	23	23	6,9	-	21
Vögel						
↳ Vögel	45 ^a / 61 ^b	35	35	6,8 ^c / 6,4 ^d	-	18
↳ Eierschalen	-	-	-	-	-	72,8
„Reptilien“	-	-	-	12	-	35,1
Fische	-	-	20	-	34,3	30,1
Unb. Wirbeltiere	-	-	-	-	-	26,05 (gemittelt)
Insekten	-	-	5	-	5,75	8,6
Krebse	-	-	20	10,1	-	20,4
Mollusken						49,7 (gemittelt)
↳ Schnecken	-	-	-	4,1 ^e / 7,4 ^f	-	20
↳ Muscheln	-	-	-	-	-	79,4
Baumfrüchte	-	-	-	-	25,25	
↳ Kirschen	-	-	-	-	-	34,2
↳ Äpfel	-	-	-	-	-	12
↳ Nüsse	-	-	-	-	-	28,4
Samen und Beeren	-	-	-	-	-	10,1

2.6.6.1. Trophische Nischenbreite und Diversität

Um den Grad der Spezialisierung innerhalb des Nahrungsspektrums zu untersuchen, wurde die Nischenbreite unter Verwendung des Levin-Index' (B) berechnet (Ciampalini und Lovari 1985) (Formel 10). Der Levin-Index ist ein Maß für die Gleichverteilung der Werte einer Stichprobe und kann Werte von 1 (kleinstmögliche Nische) bis S annehmen, wobei S der Anzahl der genutzten Nahrungskategorien entspricht. Zur besseren Vergleichbarkeit von Rotfuchs und Waschbär, die jeweils verschiedene Anzahlen an Nahrungskategorien nutzten, wurde der Levin-Index nach Hurlbert (1978) standardisiert (Formel 11), so dass die resultierenden Werte nur noch von 0 bis 1 (maximale Nischenbreite) schwankten:

$$B = \frac{1}{\sum p_i^2} \quad (10) \qquad B_A = \frac{(B - 1)}{(n - 1)} \quad (11)$$

mit **B**= Levin-Index; **B_A**= standardisierter Levin-Index; **n**= Anzahl der Nahrungskategorien; **p_i**= Anteil der i-ten Beutekategorie [%]

Die Nahrungsvielfalt (**H_S**) wurde mit dem Shannon-Weaver Index (Mühlenberg 1993) wie folgt berechnet:

$$H_S = - \sum p_i * \ln p_i \quad (12)$$

mit **H_S**= Shannon-Weaver Index; **p_i**= Anteil der i-ten Beutekategorie [%]

Da sich allein anhand der Nischenbreite oder des Shannon-Weaver Index' nicht erkennen lässt, ob ein hoher Wert tatsächlich aufgrund einer hohen Anzahl genutzter Nahrungskategorien oder nur aufgrund der gleichmäßigen Nutzung weniger Kategorien entstanden ist, sollten Angaben zur Diversitäts- und Nischenbreite mit einer Evenness als Maß für die Gleichverteilung ergänzt werden (Mühlenberg 1993). Die Evenness (E) wird als „Ausbildungsgrad der Diversität“ bezeichnet und gibt die Relation von Diversitätswert bzw. Nischenbreite und der maximal möglichen Diversität bzw. der maximal möglichen Nischenbreite an, die sich bei gleicher Anzahl an Kategorien und unter größtmöglicher Gleichverteilung der Nahrungsbestandteile auf die Nahrungskategorien ergeben würde. Der Wert für die Evenness schwankt zwischen 0 und 1, wobei ein Wert von 1 bedeutet, dass alle Kategorien in gleichem Maße genutzt werden (totale Gleichverteilung), während ein Wert von 0 bedeutet, dass eine Nahrungskategorie deutlich dominiert (Mühlenberg 1993). Die Evenness ist dabei relativ unabhängig von der Anzahl der Kategorien (Ludwig und Reynolds 1988).

$$E_{H_S} = \frac{H_S}{\ln S} \qquad E_{B_A} = \frac{B_A}{S} \quad (13)$$

mit **H_S**= Shannon-Weaver Index; **B**= standardisierter Levin-Index; **E**= Evenness ; **S**= Zahl der genutzten Kategorien

Die Überlappung der Nahrungsspektren von Waschbär und Fuchs wurde sowohl mit dem Sørensen-Index (Formel 2) als auch dem Pianka-Index (Ciampalini und Lovari 1985; Schnaitl und Stürzer 2009) berechnet:

$$O_{jk} = \frac{\sum p_{ij} * p_{ik}}{\sqrt{\sum p_{ij}^2 * \sum p_{ik}^2}} \quad (14)$$

mit **O_{jk}**= Nahrungsüberlappung zwischen Art j und k [%];
p_i= Anteil der Nahrungskategorie i [%]

3. Ergebnisse

Teile der folgenden Ergebnisse zur Raumnutzung der Raubsäuger und deren Prädationspotential auf Bodenbrüter wurden im European Journal of Wildlife Research veröffentlicht (Fiderer et al. 2019).

3.1. Raubsäugervorkommen im Vogelschutzgebiet

Die Kamerafallen generierten in insgesamt 4.374 Kamerafallennächten 7.740 Bilder, auf denen Raubsäuger zu sehen waren (1.994 Events). Dabei wurden 12 verschiedene Raubsäugerarten nachgewiesen, wobei die höchste Diversität an Raubsäugerarten an den Standorten am Gewässer beobachtet wurde (10 Arten), gefolgt von den Standorten in der offenen Agrarlandschaft und im Wald (jeweils 8 Arten) (Abb. 35).

Von den 12 nachgewiesenen Raubsäugerarten konnten fünf Arten in weniger als fünf Events, teilweise nur einmalig, beobachtet werden. Dazu gehören Mauswiesel (*Mustela nivalis* – n= 3; RAI: Gewässer= 0,1/ Offenland= 0/ Wald= 0,1), Hermelin (*Mustela erminea* – n= 3; RAI: 0,1/0,1/0), Europäischer Iltis (*Mustela putorius* – n= 1; RAI: 0/0,1/0), Amerikanischer Mink (*Neovison vison* – n= 7; RAI: 0,5/0/0) und Fischotter (*Lutra lutra* – n= 4; RAI: 0,27/0/0). Häufiger fotografiert wurden Europäischer Dachs (*Meles meles* – n= 63; RAI: 0,5/1,6/2,2), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides* – n= 93; RAI: 3,5/2,3/0,9), Hauskatze (*Felis silvestris* f. catus – n= 262; RAI: 0/19,3/3,4) sowie Baum- und Steinmarder (*Martes martes* und *Martes foina* – n= 225; RAI: 6,6/5,1/4,0). Die mit Abstand höchsten Erfassungsraten wurden für Waschbär (*Procyon lotor* – n= 464; RAI: 27,2/0,6/2,9) und Rotfuchs (*Vulpes vulpes* – n= 875; RAI: 7,7/22,4/28,5) festgestellt. Waschbären wurden fast ausschließlich an den Gewässern beobachtet, während die Erfassungsraten der Rotfüchse vor allem an den Standorten im Wald und in der Agrarlandschaft vergleichsweise hoch ausfielen. Hauskatzen wurden am häufigsten in der Agrarlandschaft beobachtet und konnten als einzige nicht am Gewässer nachgewiesen werden. Marderhunde hingegen zeigten ebenfalls wie Stein- und Baummarder leicht höhere Erfassungsraten an Gewässerflächen, während Fischotter und Mink ausschließlich am Wasser beobachtet werden konnten. Dachse wurden vor allem im Wald fotografiert. Kein Nachweis konnte für die Raubsäugerarten Wildkatze (*Felis silvestris*) und Goldschakal (*Canis aureus*) erbracht werden. Auch der Wolf (*Canis lupus*) konnte trotz bestätigter Anwesenheit im Untersuchungsgebiet (UG) und der Sichtung von Trittsiegeln nicht beobachtet werden. Angaben zu anderen Tierarten befinden sich im Anhang (S. 197ff).

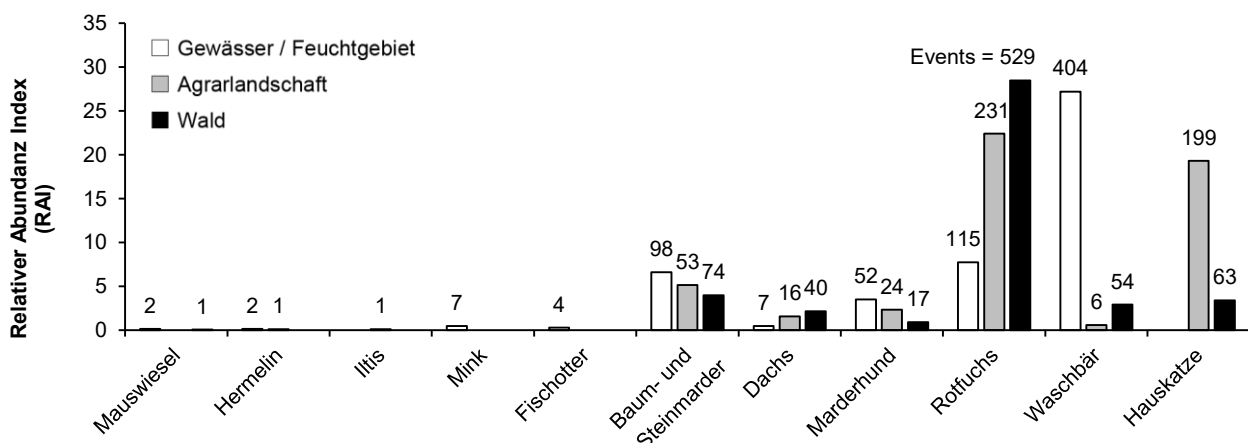


Abb. 35: Relativer Abundanz Index (RAI) für alle fotografierten Raubsäugerarten in verschiedenen Habitaten an und abseits der Raubsäugerfallen (**Kamerafallennächte:** n_{Gewässer}= 1.485; n_{Offenland}= 1.031; n_{Wald}= 1.858)

3.2. Raubsäugerfang

Basierend auf den Ergebnissen des Kamerafallenmonitorings, bei dem sich Rotfuchs und Waschbär bereits früh als die beiden am häufigsten vorkommenden Raubsäugerarten im UG erwiesen hatten, aber auch unter Berücksichtigung der methodischen Einschränkungen in Bezug auf Körpergewicht und Anwendbarkeit der GPS-Sender, wurde der Lebendfang auf Rotfuchs, Waschbär und Marderhund ausgerichtet.

Insgesamt wurden während des 18-monatigen Lebendfangs von Oktober 2015 bis April 2017 in 2.543 Fallennächten 104 Raubsäuger gefangen, welche sich auf sechs verschiedene Arten verteilten (Abb. 38). Mit Abstand am häufigsten wurde der Waschbär gefangen (31 adulte und 16 juvenile Individuen). Beim Fang der Waschbären erwiesen sich vor allem Wildwechsel im Schilf und Standorte direkt am Gewässerufer als gut geeignet. Insgesamt gab es 11 Wiederfänge von bereits besenderten Waschbären, wobei eine Fähe fünf Mal gefangen wurde. Deutlich geringer war die Anzahl der gefangenen Rotfüchse, von denen lediglich 11 adulte und 13 juvenile Tiere gefangen werden konnten. Adulte Füchse wurden ausschließlich zwischen Ende Oktober und Januar gefangen, Jungfüchse hingegen nur im Frühjahr und Sommer zwischen März und Juli. Insgesamt kam es zu drei Wiederfängen adulter Rotfüchse. Als erfolgreich erwiesen sich beim Fang der Rotfüchse vor allem Standorte an Leitstrukturen am Waldrand und in unmittelbarer Nähe zu Siedlungen. So konnten beispielsweise ein adulter Rotfuchs und mehrere Jungfüchse an einer längeren Mauer gefangen werden, welche sich als Überbleibsel eines ehemaligen Bauernhofs entlang des Waldrands erstreckte. Weitere Rotfüchse wurden am Ufer eines Baches, an einem Gartenzaun in der Nähe eines Hühnerstalls sowie auf einem Wildwechsel im Schilfgürtel gefangen. Obwohl Marderhunde häufiger mit Hilfe der Kamerafallen nachgewiesen wurden, konnten lediglich drei juvenile und keine adulten Tiere gefangen werden. Außerdem wurden sechs Stein- und zwei Baummarder sowie 22 Hauskatzen gefangen.

Wie bereits bei der Untersuchung der Kamerafallenbilder zeigte sich auch beim Lebendfang ein deutliches Verteilungsmuster der einzelnen Raubsäugerarten: Waschbären wurden mit Ausnahme zweier Individuen ausschließlich entlang der Gewässerufer im südlichen Teil des Fanggebietes, Rotfüchse hingegen fast nur im Wald und in der Agrarlandschaft gefangen. Die Fänge der Baummarder beschränkten sich auf die Agrarlandschaft und den Waldrand, während Steinmarder in allen Habitattypen gefangen wurden. Marderhunde und Hauskatzen wurden am häufigsten in der Agrarlandschaft und im Wald gefangen (Abb. 38 / 39).



Abb. 36: Baummarder (*Martes martes*) in einer Kastenfalle



Abb. 37: Junger Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*)

Die höchste Fangquote (Anzahl an Fängen / 100 Kamerafallenevents) ergab sich für Waschbär (FRAI: 13,91) und Hauskatze (FRAI: 8,46), während sich Rotfüchse am schwersten fangen ließen (FRAI: 3,43) (Abb. 38).

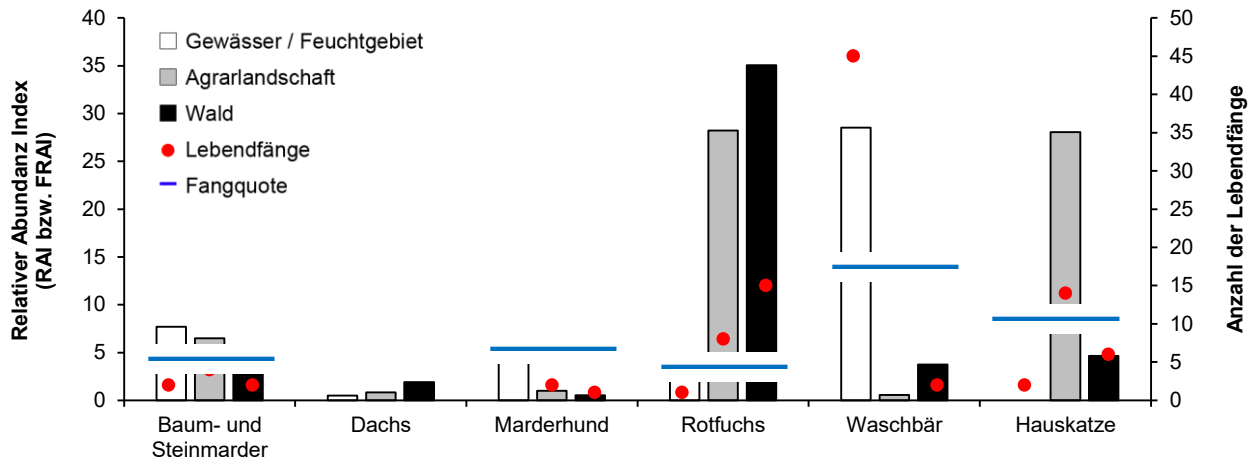


Abb. 38: Relativer Abundanz Index (RAI) für alle an den Lebendfallen fotografierten Raubsäugerarten im Vergleich zu der Anzahl der Lebendfänge sowie die daraus resultierende Fangquote (**Bilder gesamt:** 6.587; **Events:** 1.691; **Kamerafallennächte:** n_{Gewässer}= 999; n_{Offenland}= 709; n_{Wald}= 1.310; **Fallennächte:** n= 2.543)

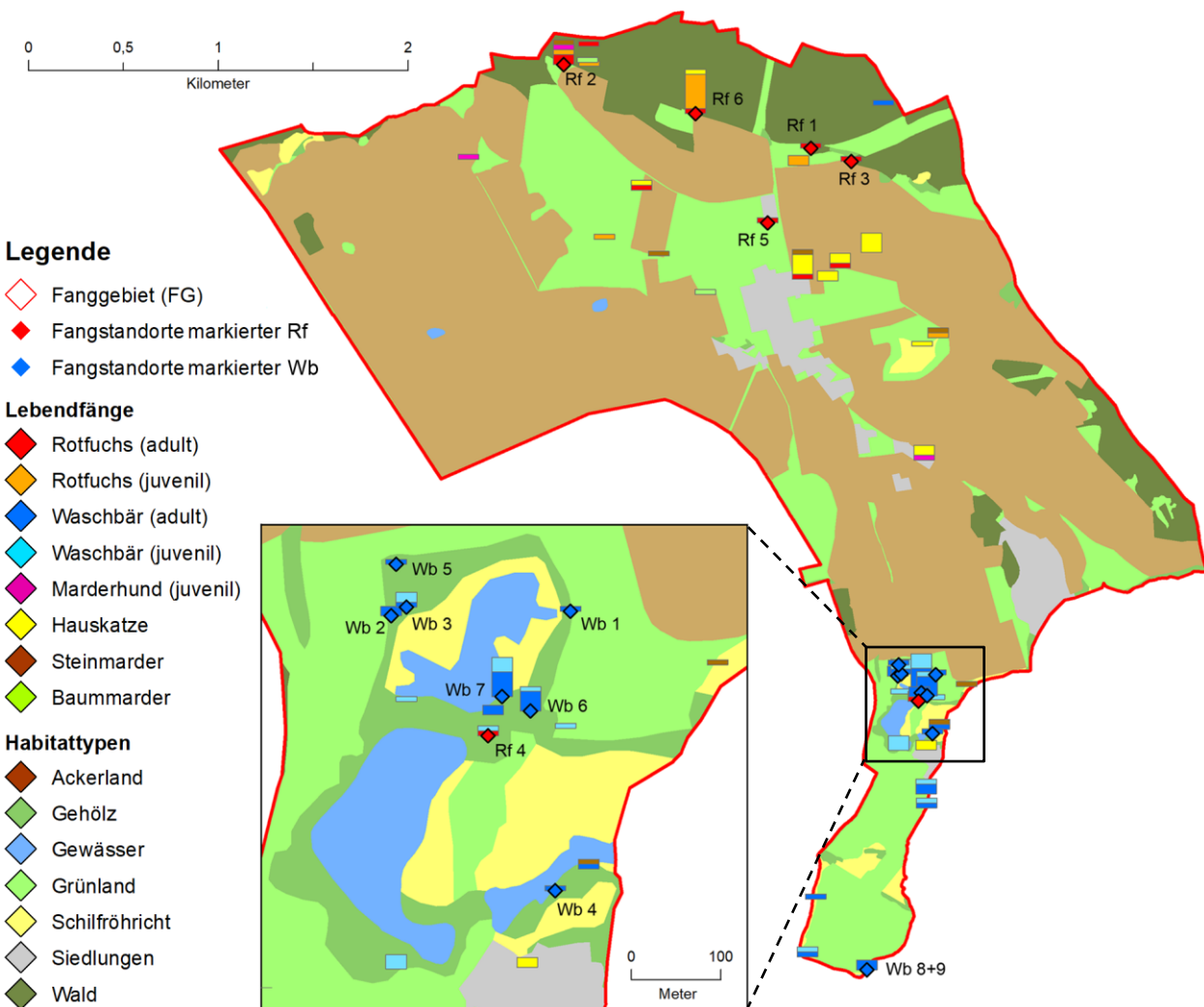


Abb. 39: Übersicht aller Raubsäugerfänge. Waschbären wurden fast ausschließlich am Gewässer im Süden des Fanggebietes gefangen, während Rotfüchse, mit einer Ausnahme, nur am Waldrand und im Offenland gefangen werden konnten.

3.2.1. Fehlfänge

In mindestens 35 Fällen kam es zu Fehlfängen anderer Tierarten. Die Fehlfänge, bei denen die Tiere in den Fallen gesichtet werden konnten, fanden vor allem am Gewässer statt ($n=22$) und verteilten sich dort mit über 50 % auf den Braunbrustigel (*Erinaceus europaeus*). Außerdem wurden ein Biber (*Castor fiber*), drei Brandmäuse (*Apodemus agrarius*), ein Jagdhund (*Canis lupus* f. familiaris, Rauhaardackel), neun Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), vier Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*), zwei Kohlmeisen (*Parus major*) und zwei Teichrallen (*Gallinula chloropus*) in den Kastenfallen gefangen (Abb. 40).

Während des Fangs wurden die Kastenfallen häufig geschlossen, aber leer vorgefunden, wobei Nagespuren und Löcher im Holz regelmäßig darauf hindeuteten, dass gefangene Tiere wieder aus den Holzkastenfallen entkommen waren (Abb. 41). Da vor allem Baum- und Steinmarder in den Fallen meist deutliche Nagespuren hinterließen (Abb. 36), ist zu vermuten, dass die Anzahl der tatsächlich gefangenen Baum- und Steinmarder deutlich höher war. Zu Beginn der Fangperiode fanden häufiger Fehlauflösungen durch Kleinsäuger statt, welche die Fallen im Herbst dazu nutzten, um Nahrungsvorräte anzulegen (Abb. 42) und dabei nicht selten den Fangmechanismus in der Abdeckung der Kastenfalle auslösten. Als Folge wurden vor allem Gelbhalsmäuse (*Apodemus flavicollis*) und Brandmäuse (*Apodemus agrarius*) häufig tot in der als Auslösemechanismus genutzten Schlagfalle im Deckel der Kastenfalle aufgefunden.

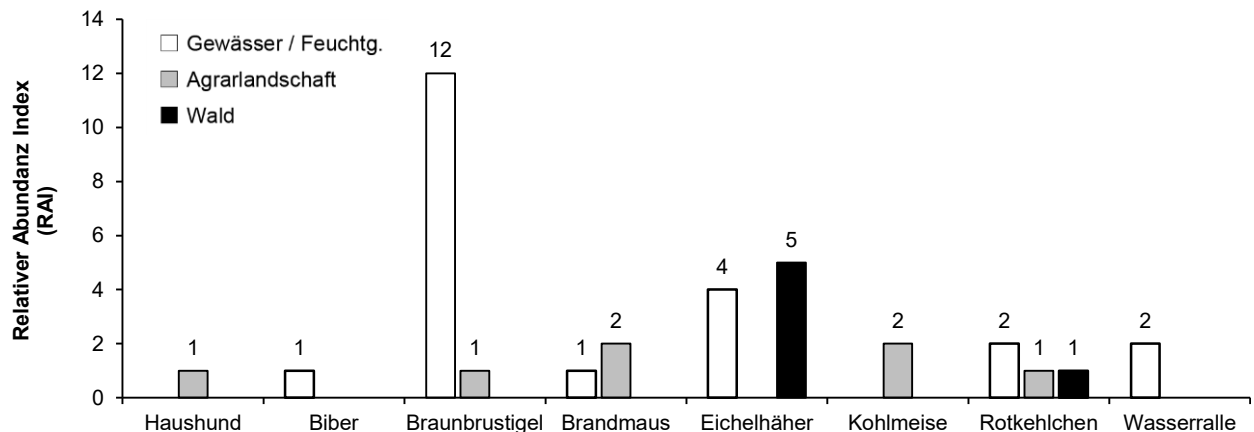


Abb. 40: Bestätigte Fehlfänge nach Habitattyp (Fallennächte: $n=2.543$)



Abb. 41: Gefangene Tiere entkamen häufig aus den Holzfallen, indem sie Löcher in die Fallen nagten.



Abb. 42: Die Raubsäugerfallen dienten Kleinsäufern häufig als Standorte für ihren Nahrungsvorrat.

3.3. Versuchstiere und Datengrundlage der GPS-Telemetrie

Von den gefangenen Raubsäugerarten wurden sechs Rotfüchse (drei Rüden und drei Fähen) sowie neun Waschbären (fünf Rüden und vier Fähen) zur genaueren Untersuchung mit GPS-Sendern ausgestattet. Im Folgenden werden die besenderten Füchse chronologisch nach dem Fangdatum als Rf1 bis Rf6 bezeichnet. Für die Waschbären gelten die Bezeichnungen Wb1 bis Wb9.

Biologische Daten

Die aufgenommenen Körpermaße beider Tierarten waren normalverteilt (Shapiro-Wilk-Test: $p > 0,05$). Die untersuchten Rotfüchse hatten ein Körpergewicht von durchschnittlich 6.330 g und wogen damit im Schnitt etwa 514 g weniger als die untersuchten Waschbären (6.844 g). Das jeweils geringste Gewicht betrug bei den Rotfüchsen 5.850 g und bei den Waschbären 5.710 g, womit das Mindestgewicht von 5.700 g für jedes Untersuchungstier eingehalten wurde. Die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) der Rotfüchse betrug im Mittel 55,5 cm und war damit vergleichbar mit der KRL der Waschbären (53,4 cm), wies bei den Rotfüchsen allerdings eine höhere intraspezifische Variabilität auf (Min= 46 cm; Max= 62 cm; SD= 5,2 cm) als bei den Waschbären (Min= 49 cm; Max= 56 cm; SD= 2,6 cm). Auch die Rutenlänge variierte bei den Rotfüchsen stärker (Mittelwert= 37,9 cm, SD= 5,8 cm) als bei den Waschbären (Mittelwert= 21,2 cm; SD= 3,5 cm) und war fast doppelt so groß bei den Rotfüchsen. Bei der Länge des rechten Hinterfußes verhielt es sich umgekehrt. Hier variierte die Länge bei den Rotfüchsen zwischen 13 cm und 15,2 cm (SD= 0,8 cm; Mittelwert= 14,1 cm) und bei den Waschbären zwischen 6,8 cm und 11,2 cm (SD= 1,2 cm; Mittelwert = 9,4 cm) (Abb. 43 und 44).

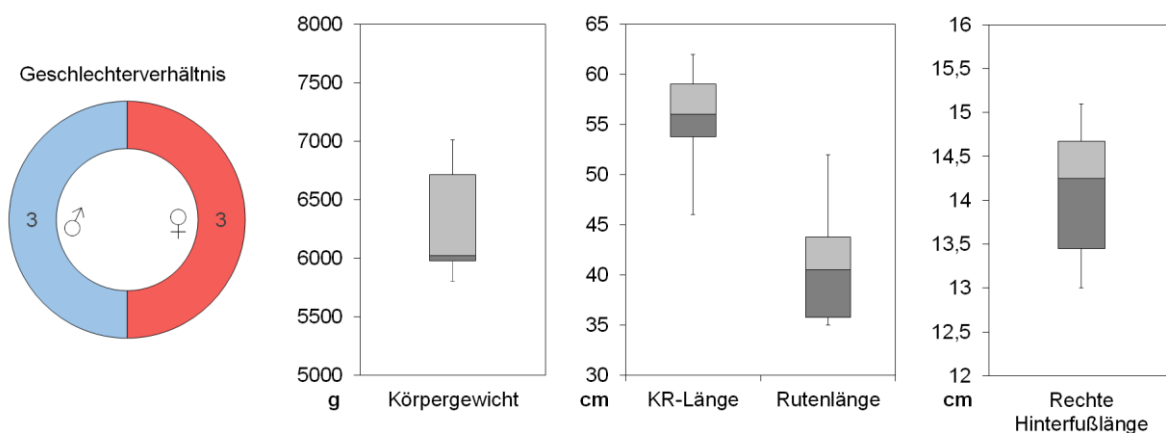


Abb. 43: Geschlechterverhältnis und biologische Daten der sechs untersuchten Rotfüchse

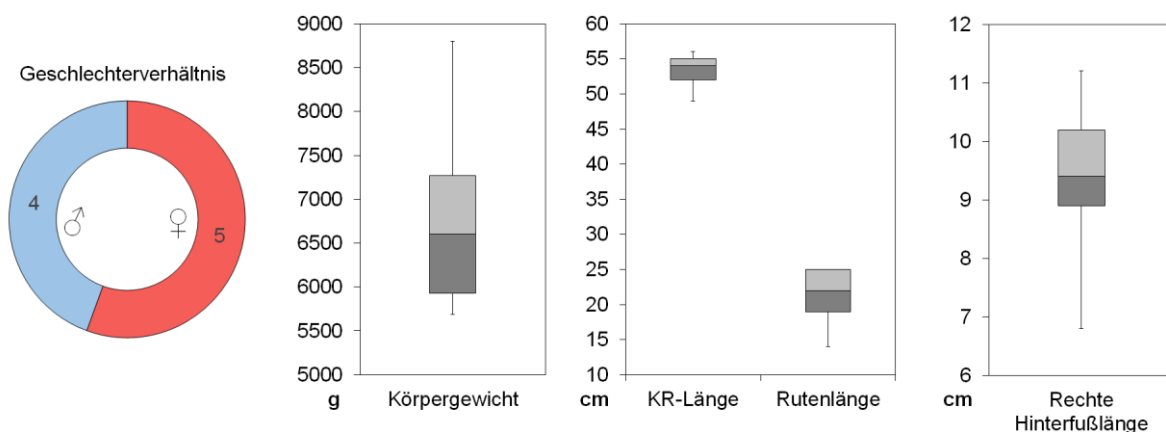


Abb. 44: Geschlechterverhältnis und biologische Daten der neun untersuchten Waschbären

Kontrollzeiträume

Der Kontrollzeitraum, während dem die Untersuchungstiere besendet waren, betrug im Schnitt 190 Tage bei den Rotfüchsen (Min= 10; Max= 429; SD= 131,4) und 248 Tage bei den Waschbären (Min= 31; Max= 388; SD= 118,6) (Abb. 45). Für alle Untersuchungstiere entspricht das einem Gesamtkontrollzeitraum von 1.086 Tagen bei den Rotfüchsen und 2.232 Tagen bei den Waschbären (Summe der Kontrollzeiträume aller Individuen je Art). Insgesamt waren drei Rotfüchse während der gesamten Hauptbalz- und Brutzeit von März bis Juni 2016 besendet (Rf1, Rf2, Rf4). Bei den Waschbären überlappte die Hauptbalz- und Brutzeit im Jahr 2016 mit dem Kontrollzeitraum von drei Tieren zu 100 Prozent (Wb1, Wb3, Wb4) sowie bei zwei Waschbären in einem geringeren Anteil (Wb5 – 56 % der Brutzeit; Wb6 – 36 %). Während der Brutzeit im Jahr 2017 waren vier Waschbären zum Teil besendet (Wb5 – 28 %; Wb6 – 34 %; Wb7 – 51 %; Wb8 – 77 %).

Verbleib der Untersuchungstiere

Während zwei und somit ein Drittel der markierten Rotfüchse (Rf4, Rf6) im Verlauf der Studie vorzeitig durch Jäger erlegt wurden, wurde ein Fuchs (Rf5) etwa 4,5 Monate nach seiner Besenderung tot und ohne äußere Verletzungen auf einer Gartenterrasse in der Ortschaft Gortz aufgefunden. Ein weiterer Fuchs (Rf2) wurde von Jägern erlegt, nachdem sich die Batterie bereits entleert hatte. Der Status der Rotfüchse Rf1 und Rf3 ist bis heute ungewiss. Beide Tiere waren bereits früh aus dem Fanggebiet abgewandert.

Von den Waschbären konnten zwei Tiere wiedergefangen und entsendet werden (Wb1, Wb6). Diese wurden nach der Entsenderung wieder freigelassen. Zwei weitere Tiere verschwanden im Laufe der Studie spurlos (Wb2, Wb9). Die restlichen Waschbären verblieben im GUG, bis die Batterien der Sender erschöpft waren. Wb7 konnte kurz nach dem Laufzeitende der Batterie wieder eingefangen werden und wurde im Mai 2017 mit dem wieder erlangten Sender von Rf5 erneut besendet (Abb. 45).

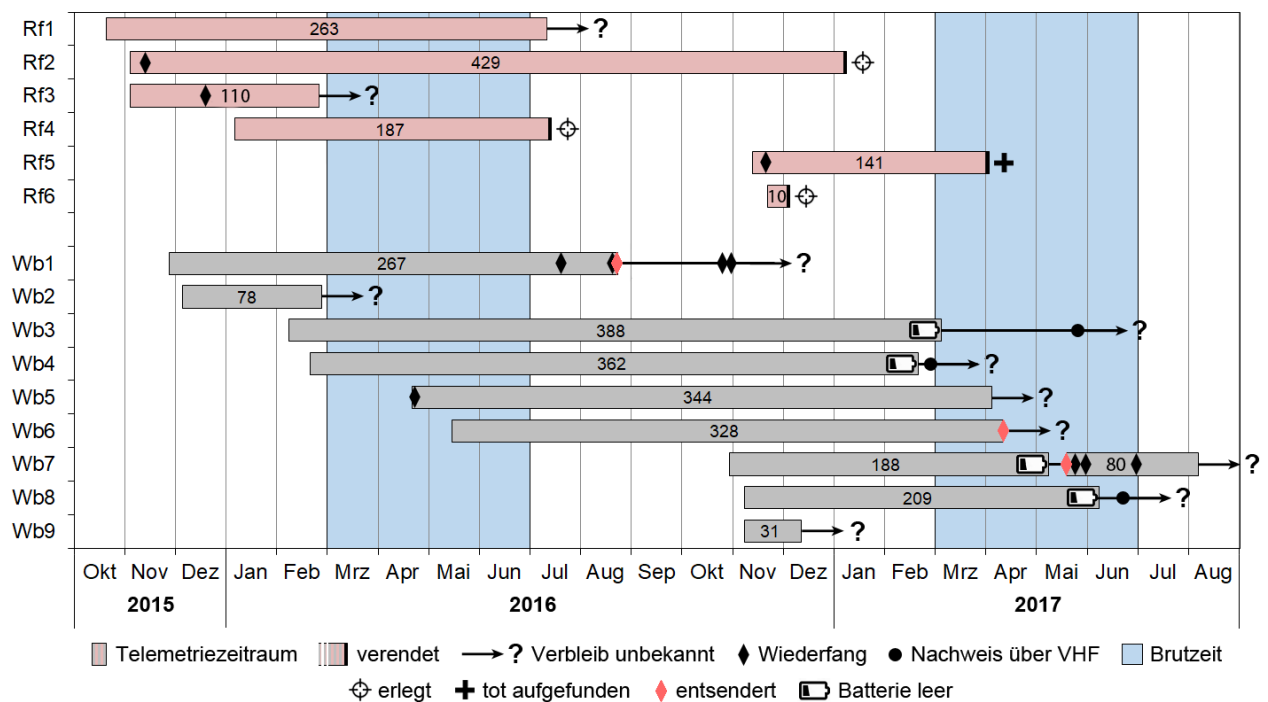


Abb. 45: Kontrollzeiträume der sechs besenderten Rotfüchse (Rf) und neun Waschbären (Wb) sowie Verbleib der einzelnen Tiere

Datengrundlage der GPS-Telemetrie

Insgesamt lieferten die GPS-Sender aller Rotfüchse 41.016 GPS-Lokalisationen (Max= 15.434; Min= 373). Durch fehlerhafte Datensätze aufgrund fehlender Satellitenverbindungen reduzierten sich die brauchbaren GPS-Lokalisationen jedoch auf 35.134 (Max= 14.570; Min= 368). Somit waren insgesamt 14,3 Prozent der GPS-Lokalisationen unbrauchbar. Die Sender der Waschbären generierten insgesamt 81.954 Positionen (Max= 13.966; Min= 1.126). Hier reduzierten sich die intakten Datensätze auf 62.757 (Max= 12.984; Min= 672), womit mit 23,4 % knapp ein Viertel der GPS-Lokalisationen unbrauchbar waren. Den größten Anteil an fehlerhaften GPS-Lokalisationen lieferten die Sender des Rotfuchses Rf5 (51,4 %) und des Waschbären Wb7 (51,8 %). Am effektivsten waren hingegen die Sender der Füchse Rf2 (5,6 % fehlerhafte Datensätze), Rf4 (2,2 %) und Rf6 (1,3 %) sowie die Sender der Waschbären Wb3 (7 %) und Wb5 (7,2 %) (Abb. 46).

Abgesehen von fehlerhaften Datensätzen wurden für die weiteren Untersuchungen auch alle Datensätze mit einer zu hohen Ungenauigkeit aussortiert. Die Ungenauigkeit jeder GPS-Lokalisation wurde dabei von den Satelliten geschätzt und zusammen mit den Koordinaten auf dem Sendehalsband gespeichert. Die Ungenauigkeit aller GPS-Positionen variierte während des gesamten Kontrollzeitraums zwischen 2 und 98 m und betrug bei den Waschbären im Mittel 16,56 m (Z= 11,26 m; Min= 1,54; SD= 8,33 m) und bei den Rotfüchsen 15,63 m (Z= 10,75 m; Min= 1,28 m; SD= 10,64 m). Für alle folgenden Berechnungen wurden nur GPS-Lokalisationen mit einer geschätzten Ungenauigkeit von maximal 50 Metern verwendet. Dieser Wert stellte einen akzeptablen Kompromiss zwischen möglichst hoher Genauigkeit und möglichst hoher Anzahl an verwertbaren GPS-Positionen dar (Abb. 47). Durch die Entfernung der zu ungenauen GPS-Positionen reduzierten sich die insgesamt verwendeten Lokalisationen bei den Füchsen weiter auf 33.709 (Verlust von 1.425 Positionen) und bei den Waschbären auf 59.714 (Verlust von 3.043 Positionen). Die mittlere Genauigkeit der letztendlich für die Untersuchungen verwendeten GPS-Positionen betrug bei den Füchsen somit 13,59 m (Z= 10,24 m; SD= 10,64 m) und bei den Waschbären 14,17 m (Z= 10,50 m; SD= 10,78 m). Ebenfalls nicht berücksichtigt wurden alle GPS-Positionen des Tags der Besenderung des jeweiligen Tieres.

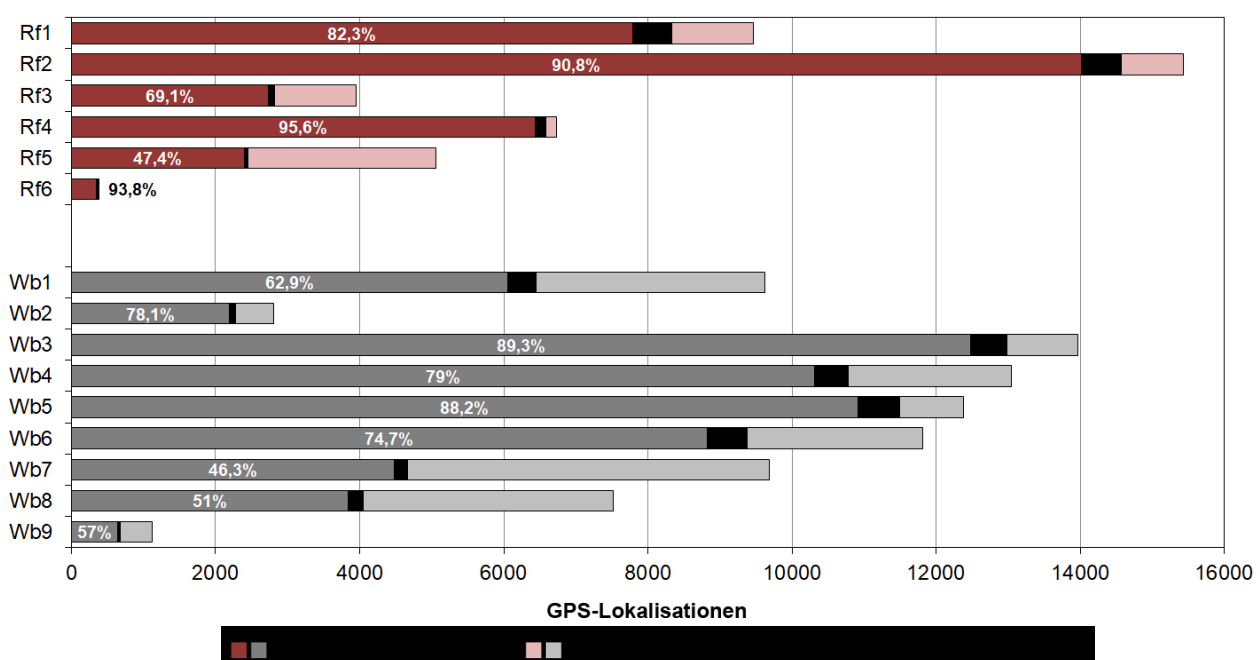


Abb. 46: Anteile der jeweils defekten und zu ungenau lokalisierten Datensätze bei einzelnen Füchsen (Rf) und Waschbären (Wb)

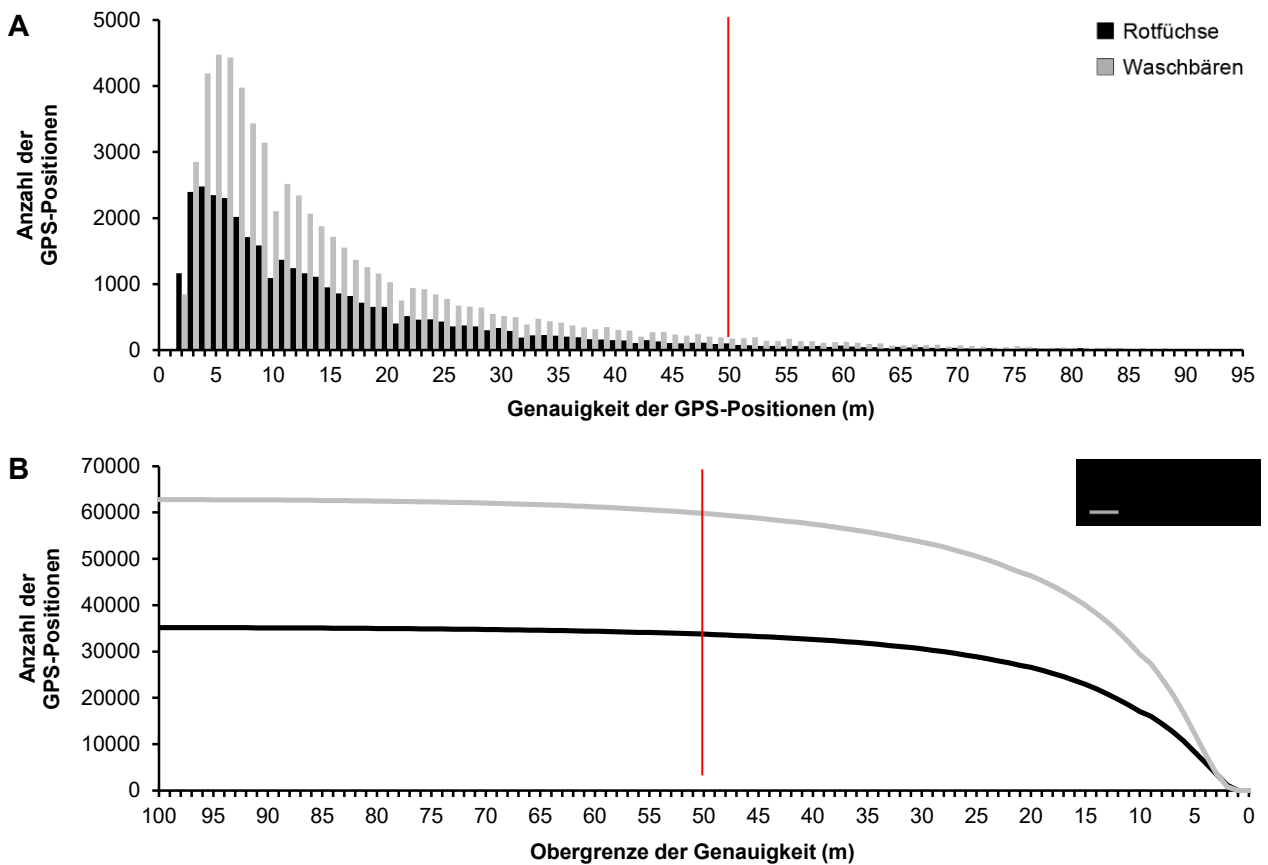


Abb. 47: **A:** Histogramm der Genauigkeiten aller GPS-Lokalisationen bei Rotfüchsen und Waschbären (GPS-Positionen: $n_{Wb} = 59.714$; $n_{Rf} = 33.709$), **B:** Anzahl der GPS-Positionen in Abhängigkeit zur gewählten Obergrenze der Genauigkeit

Tab. 6: Übersicht über die Untersuchungstiere und die Anzahl der verfügbaren GPS-Lokalisationen

	ID	Geschlecht	Gewicht (g)	Wiederfänge	Datengrundlage			
					Tage	Verwendete Datensätze	Fehlerhafte Datensätze	Zu ungenaue Datensätze
Rotfüchse	Rf1	Fähe	5.880	0	263	7.788	1.133	546
	Rf2	Rüde	7.050	1	429	14.011	864	559
	Rf3	Fähe	6.020	1	110	2.732	1.130	92
	Rf4	Rüde	6.970	0	187	6.424	150	149
	Rf5	Fähe	6.000	1	141	2.394	2.600	61
	Rf6	Rüde	6.090	0	10	350	5	18
				$\Sigma 3$	$\Sigma 1.086$	$\Sigma 33.709$	$\Sigma 5.882$	$\Sigma 1.425$
Waschbären	Wb1	Fähe	6.600	5	267	6.052	3.179	395
	Wb2	Rüde	7.950	0	78	2.190	522	92
	Wb3	Fähe	5.710	0	388	12.473	982	511
	Wb4	Fähe	5.960	0	362	10.306	2.257	479
	Wb5	Fähe	6.010	1	344	10.916	886	573
	Wb6	Rüde	6.460	1	328	8.823	2.436	557
	Wb7	Fähe	6.810	4	225	4.477	5.015	188
	Wb8	Rüde	8.800	0	209	3.835	3.466	218
	Wb9	Rüde	7.300	0	31	642	454	30
				$\Sigma 11$	$\Sigma 2.232$	$\Sigma 59.714$	$\Sigma 19.197$	$\Sigma 3.043$

3.4. Raumnutzungsverhalten der markierten Raubsäuger

Die besenderten Waschbären hielten sich während des gesamten Kontrollzeitraums ausschließlich im gewässerreichen Süden des Fanggebietes (FG) auf und blieben das ganze Jahr über relativ standorttreu (Maximale Distanz vom jeweiligen Fangstandort= 4,1 km; Median= 0,87 km; n= 59.714 GPS-Lokalisationen). Im Vergleich dazu hielt sich lediglich ein Rotfuchs im Süden des FG auf, während die anderen Rotfüchse zum Teil ein deutliches Abwanderungsverhalten zeigten. Von den sechs markierten Rotfüchsen wanderten zwei Fähen (Rf1, Rf3) bereits wenige Wochen nach der Besenderung in Richtung Nordwesten und Nordosten aus dem Vogelschutzgebiet (VSG) ab, wobei eine Fähe (Rf1) in fünf aufeinander folgenden Nächten eine Gesamtstrecke von über 120 Kilometern zurücklegte, bevor sie bei der Ortschaft Groß-Behnitz, etwa 12 km nördlich ihres alten Aktionsraumes und außerhalb des VSG, ein neues Revier gründete. Ein weiterer Rüde (Rf2) unterhielt seinen Aktionsraum von Beginn an einen Kilometer nordwestlich des FG (Abb. 48).

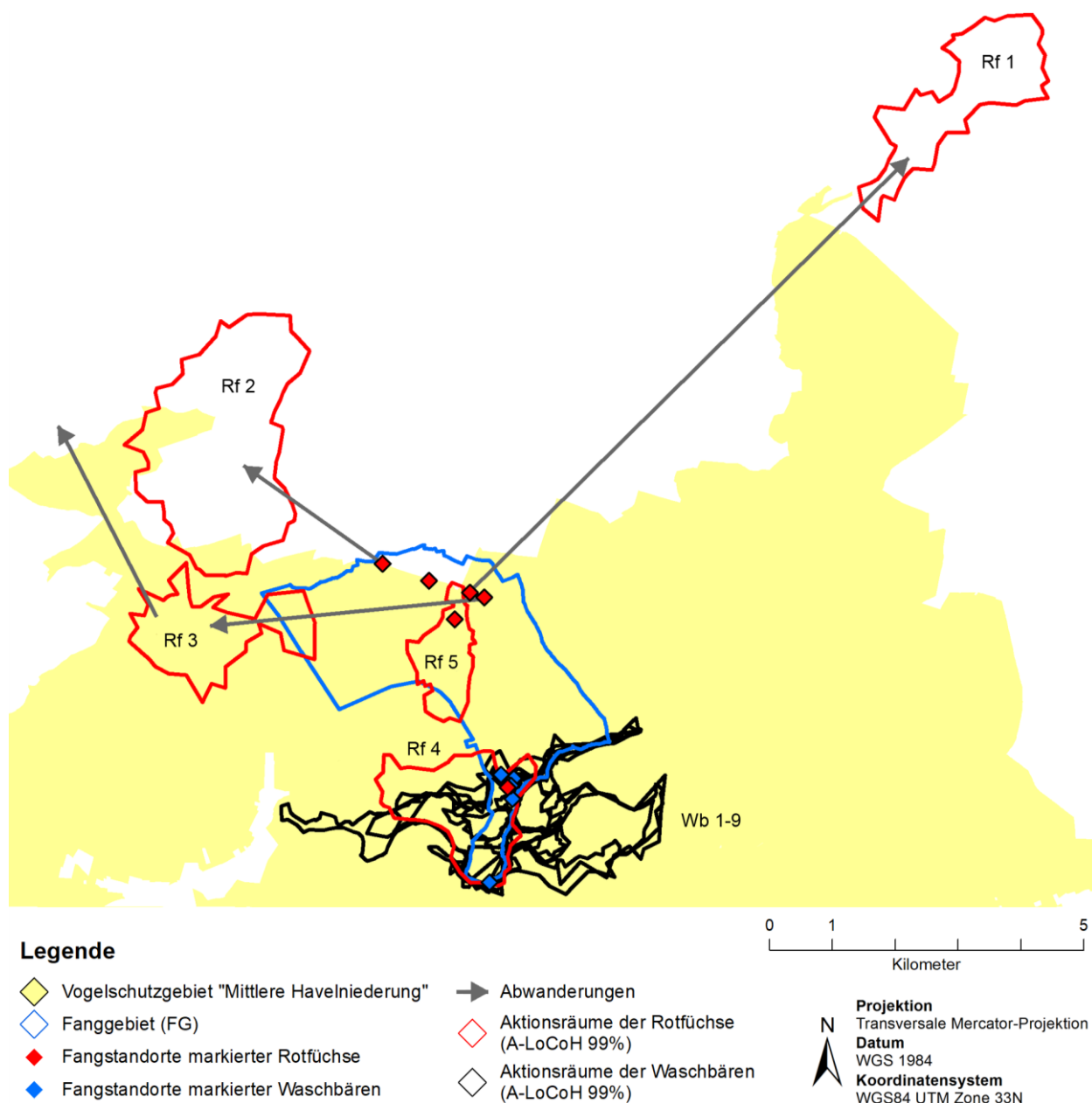


Abb. 48: Übersicht über die Lage der Aktionsräume (A-LoCoH_{99%}), sowie das Abwanderungsverhalten der einzelnen Tiere

3.4.1. Abwanderungsverhalten der Rotfuchse

Die Rotfuchse Rf1 und Rf3 wanderten beide etwa drei Wochen nach der Besenderung und etwa zur gleichen Zeit, Anfang Dezember, aus dem Fanggebiet und dem VSG-MH ab. Während die Fähe Rf3 zunächst nach Westen wanderte und etwa drei km westlich des Fangstandorts ein neues Revier fand, um nach weiteren zwei Monaten erneut in Richtung Norden abzuwandern, wanderte die Fähe Rf1 in fünf Nächten knapp 120 Kilometer bis an den Stadtrand von Berlin-Falkensee und wieder zurück.

Wanderung des Rotfuchses Rf1

Bereits vom 09.12.2015 bis 13.12.2015 verzeichnete der Sender von Rf1 jeweils vier kürzere nächtliche Wanderungen nach Westen, Osten, Norden und Nordosten, nach denen das Tier jedoch jedes Mal am frühen Morgen zum selben Tageseinstand zurückkehrte. Am 14.12.2015 um 19:00 Uhr verließ die Fähe dann ihren Tageseinstand zum letzten Mal in Richtung Westen. Diese letzte, insgesamt über 120 Kilometer weite Wanderung führte sie über die Stadt Nauen und die Dörfer Briselang und Schönwalde sowie den Bredower Forst bis an den Stadtrand von Berlin-Falkensee und anschließend wieder auf fast demselben Weg zurück ins Havelland, wo sie schließlich nach fünf Tagen am 19.12.2015 bei der Ortschaft Groß-Behnitz und zwölf Kilometer nördlich des alten Reviers ein neues Revier gründete. Insgesamt überquerte die Fähe auf ihrer Wanderung fünfmal den Havelkanal und zweimal die Bundesautobahn 10, den Westlichen Berliner Ring, an fast derselben Stelle (Anschlussstelle 2, Kilometer 143 – 146). Danach zeigte das Tier keine Abwanderungsbewegungen mehr und verhielt sich bis zum Laufzeitende des Senders relativ standorttreu.

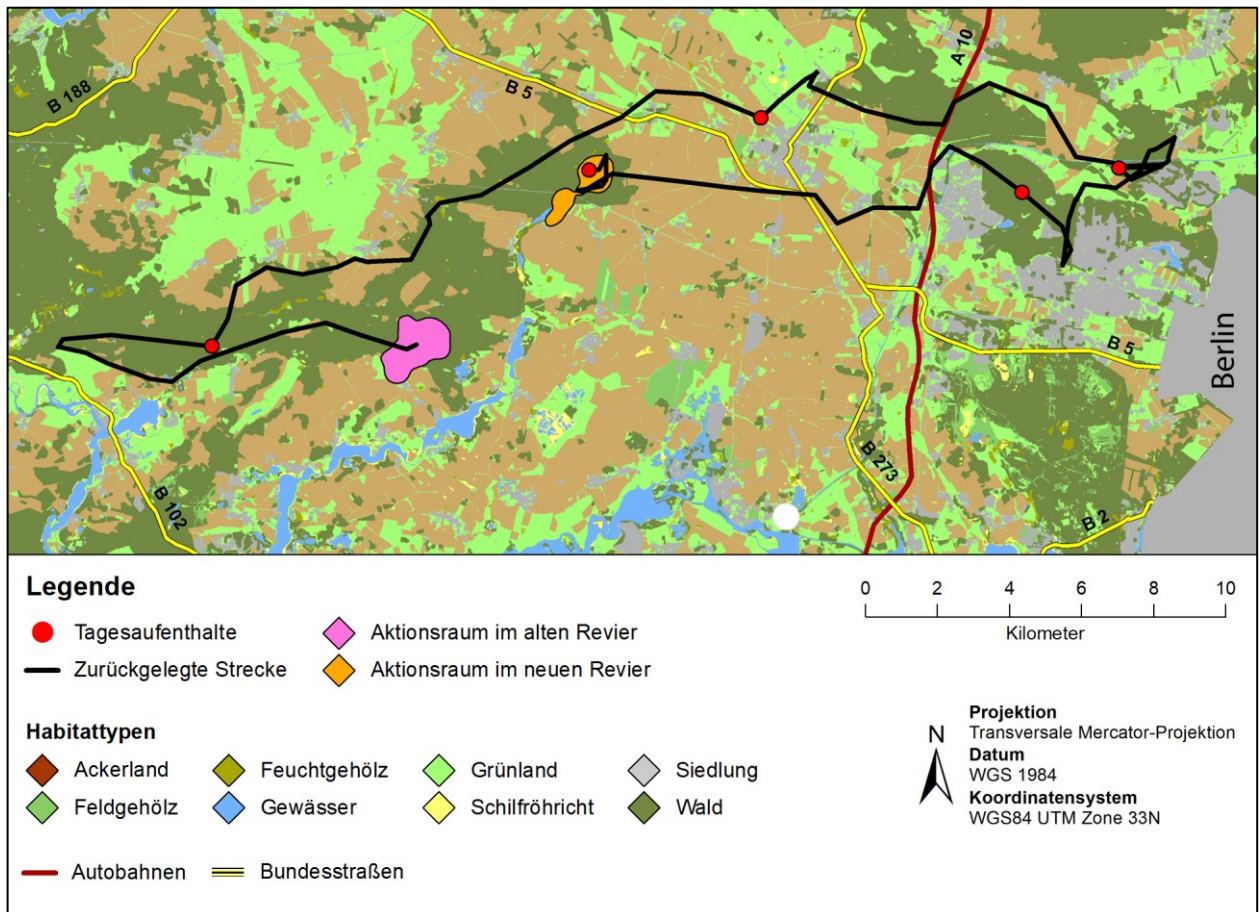


Abb. 49: Zurückgelegte Strecke des Rotfuchses Rf1 im Dezember 2015

3.4.2. Annuale und diurnale Aktivitätszeiten

Sowohl die Waschbären als auch die Rotfüchse zeigten während des gesamten Kontrollzeitraums eine überwiegende Nachtaktivität (Abb. 50 / 51), wobei der Beginn der Aktivitätsphase bei beiden Tierarten das ganze Jahr über deutlich vom Sonnenuntergang abhing und dementsprechend in den Sommermonaten später stattfand als in den Wintermonaten. Der Sonnenaufgang spielte hingegen für beide Tierarten eine geringere Rolle. So verschoben sowohl die Waschbären als auch die Rotfüchse ihre Aktivität während der Sommermonate in die frühen Morgenstunden, wobei die Waschbären ihre Aktivität über das ganze Jahr hinweg gegen 6 Uhr morgens (GPS-Zeit) reduzierten (Abb. 50[1]). Die Aktivitätsphase der Rotfüchse Rf1, Rf3, Rf4 und Rf5 schien hingegen abhängig vom Sonnenaufgang zu sein, jedoch liegen für diese Individuen keine Daten für die Sommermonate Juni bis Oktober vor. Gerade in diesen Monaten zeigte der einzig ganzjährige Fuchs jedoch eine erhöhte Aktivität während des Vormittags (Abb. 50[3]). Basierend auf diesen Beobachtungen wurde die aktive Phase beider Arten für die folgenden Berechnungen für den Zeitraum von Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang nach GPS-Zeit definiert. Auch für den häufiger tagaktiven Rotfuchs Rf4 schien diese Definition am besten zu passen. Ebenfalls zu beobachten war eine etwas geringere Gesamtaktivität der Waschbären in den Wintermonaten November bis Januar (Abb. 50[2]). Grafiken aller besenderten Individuen befinden sich im Anhang (Abb. A13 und A15, S. 202 und 204).

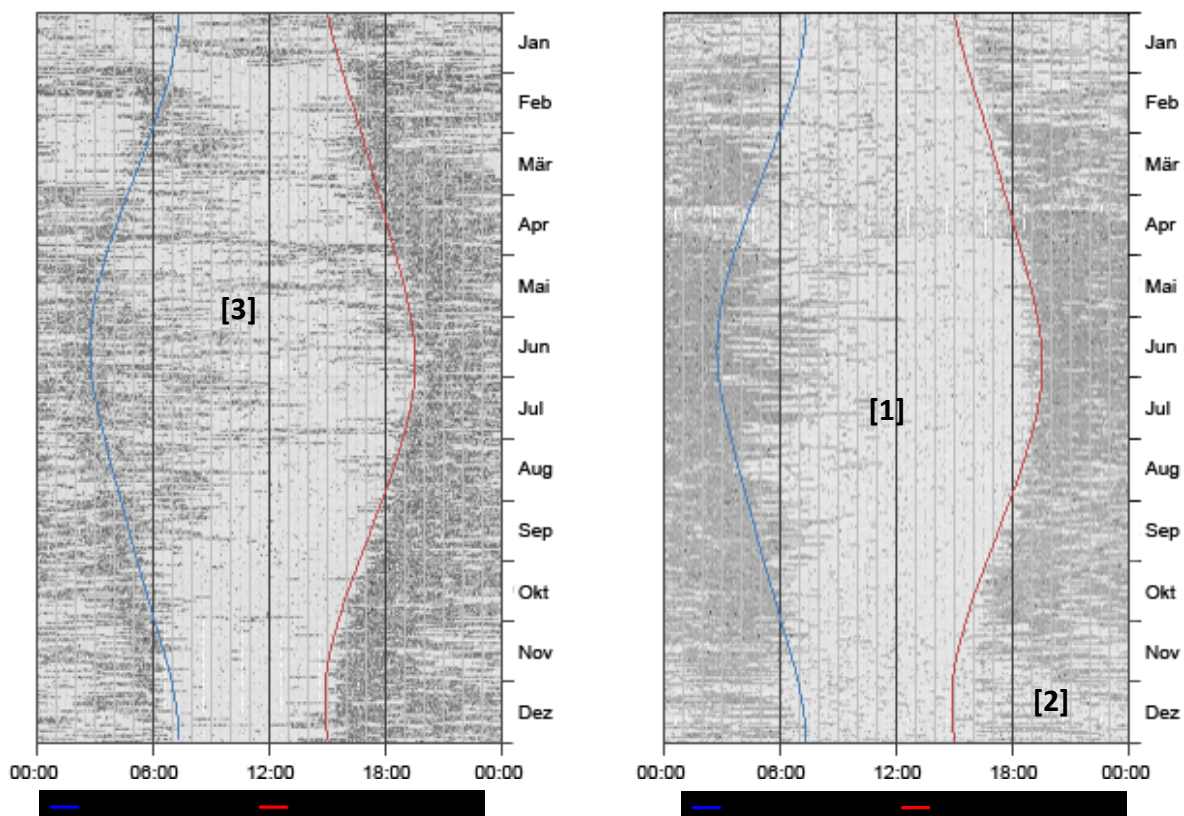


Abb. 50: Auswertung der 3D-Aktivitätsdaten: Aktivität eines Rotfuchses (Rf2; links) und eines Waschbären (Wb3; rechts) im Jahresverlauf und in Relation zu Sonnenauf- und untergang. Phasen erhöhter Aktivität sind dunkel dargestellt. Die Zeit ist definiert als GPS-Zeit. Die Grafiken wurden generiert mit der Software **Firetail** (©Schäuffelhut Berger GmbH).

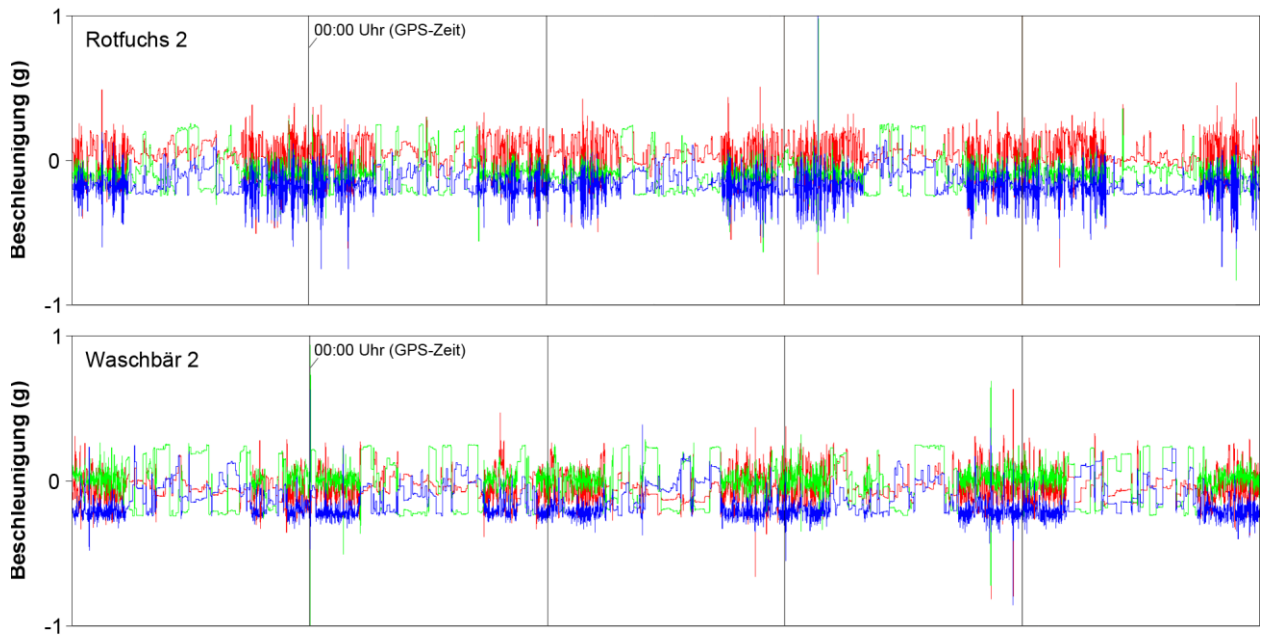
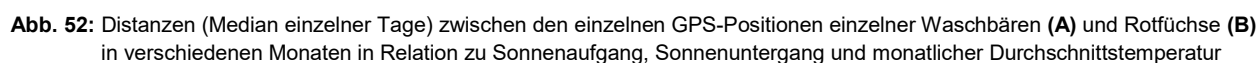


Abb. 51: Die Beschleunigungsdaten zeigen eine deutliche Nachtaktivität sowohl bei Rotfuchs als auch bei Waschbär. Hier zu sehen sind die Aktivitätsdaten des Rotfuchses Rf2 und des Waschbären Wb2 vom 14. bis 18.09.2016.

Da die Beschleunigungsdaten auch kleinste Bewegungen während der Ruhephase aufzeichnen und daher zu Fehlinterpretationen führen können, wurde die Aktivitätszeit der Raubsäuger auch anhand der jeweils zwischen zwei GPS-Positionen zurückgelegten Distanz berechnet. Jedoch bietet auch diese Methode Ungenauigkeiten, da sie nur die Luftlinie zwischen zwei aufeinanderfolgenden GPS-Positionen berechnet und die Aktivität der Tiere während des Intervalls folglich nicht beachtet wird. Somit ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den folgenden Distanzwerten um Minimumangaben handelt. Anhand der Abbildung 51 ist zu erkennen, dass die jeweils zurückgelegten Distanzen zwischen den GPS-Positionen während der Nacht deutlich höher sind als während des Tages. Zudem scheint auch hier vor allem der Sonnenuntergang einen Einfluss auf die Aktivität zu haben. Ein Vergleich der zurückgelegten Distanzen jeweils 80 min vor und nach Sonnenaufgang bzw. -untergang ergab bei den Waschbären in fast allen Monaten einen höchst signifikanten Unterschied (gepaarter Wilcoxon-Test, für Werte siehe Tab. A2, S. 205). Lediglich im Januar konnte kein signifikanter Einfluss von Sonnenauf- und untergang auf die Aktivität nachgewiesen werden und auch für den November und Dezember konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen Aktivität und Sonnenuntergang entdeckt werden. Im Vergleich zu den Waschbären wurde die Aktivität der Rotfüchse kaum vom Sonnenaufgang beeinflusst. Lediglich im November und Dezember konnte ein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden. Der Sonnenuntergang hingegen wirkte sich in allen untersuchten Monaten⁵ signifikant auf die Aktivität aus (Abb. 52). Sowohl für die Waschbären (Spearman-Test: $p = 0,002$ bis $2E^{-16}$) als auch für die Rotfüchse (Spearman-Test: $p = 0,20$ bis $2,2E^{-16}$) konnte während des Tagesverlaufs eine meist höchst signifikant negative Korrelation zwischen der zurückgelegten Distanz und der Umgebungstemperatur nachgewiesen werden, die aber indirekt wiederum mit Sonnenauf- und untergang zusammenhängen schien und daher im Sommer deutlicher ausfiel als im Winter. Lediglich bei den Füchsen hing die Aktivität im Januar nicht signifikant von der Temperatur ab (siehe Tab. A2., S. 205) (Abb. 52).

⁵ Für die Monate August, September und Oktober konnte beim Rotfuchs aufgrund einer zu geringen Anzahl an Stichproben keine Statistik berechnet werden.



Zurückgelegte Distanzen

Durchschnittlich (Median) legten die Waschbären an einem 24-Stundentag 3.260,52 Meter (Min= 102,8 m; Max= 20.324,25 m; IQA= 3.137,21 m) zurück. Die durchschnittlich größten Tagesstrecken wurden dabei im Oktober zurückgelegt (Z= 4.953,7 m), während in den Wintermonaten deutlich kürzere Strecken gelaufen wurden mit einem Tiefstwert im Januar (Z= 1.717,79 m). Dennoch unterschieden sich die in den einzelnen Monaten durchschnittlich (Median) zurückgelegten Tagesdistanzen nicht signifikant voneinander (Friedman-Test: Chi-Quadrat(11)= 10; p= 0,531). Dies gilt auch für die gemittelten Laufstrecken während der einzelnen Jahreszeiten (Friedman-Test: Chi-Quadrat(3)= 5,24; p= 0,155) (Abb. 53).

Im Vergleich zu den Waschbären legten die Rotfüchse im Schnitt mehr als doppelt so große Distanzen pro 24-Stundentag zurück (Z= 7.822,71 m; Min= 285,17 m; Max= 22.452,34 m; IQA= 4.301,16 m). Die weitesten Strecken wurden im April (Z= 9.534,64 m) und die kürzesten im November zurückgelegt (Z= 5.826,13). Auch hier unterschieden sich weder die monatlich von Oktober bis Juli⁶ zurückgelegten Tagesdistanzen (Friedman-Test: Chi-Quadrat(9)= 9,927; p= 0,346) noch die täglich zurückgelegten Strecken in den einzelnen Jahreszeiten signifikant voneinander (Friedman-Test: Chi-Quadrat(3)= 7,286; p= 0,063) (Abb. 53).

Sowohl die Waschbären (gepaarter Wilcoxon-Test: V= 243; p= 0,374) als auch die Rotfüchse (gepaarter Wilcoxon-Test: V= 63; p= 0,542) legten auch während der Balz- und Brutzeit von März bis Juni im Monatmittel keine signifikant höheren oder kürzeren Tagesstrecken zurück als im restlichen Jahresverlauf.

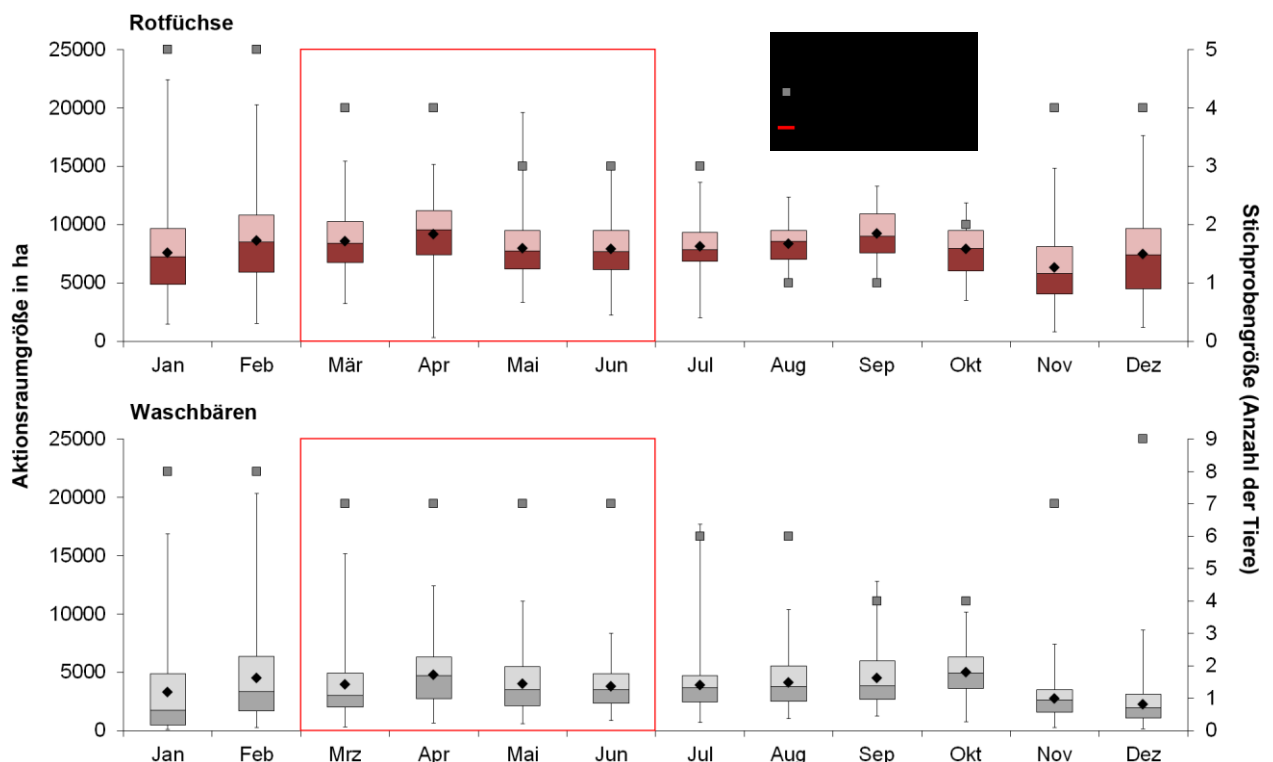


Abb. 53: Zurückgelegte Tagesdistanzen (24h-Tag) aller Waschbären und Rotfüchsen im Jahresverlauf. Berücksichtigt wurden nur Tage, an denen für ein Tier mindestens 20 intakte GPS-Koordinaten zur Verfügung standen. Die Daten während der Abwanderung des Rotfuchses Rf1 vom 14.12.2015 bis 19.12.2015 wurden außer Acht gelassen, da sie kein normales Verhalten zeigen.

⁶ Die Monate August und September konnten bei den Rotfüchsen nicht in die Berechnung des Friedman-Tests mit einfließen, da für beide Monate jeweils nur ein Wert zur Verfügung stand.

3.4.3. Aktionsraumgrößen

Für die Analyse der belaufenen Streifgebietsgrößen wurden sowohl die Gesamtkaktionsräume (GAR) als auch die saisonalen (SAR) und monatlichen (MAR) Aktionsräume der besenderten Tiere berechnet. Der Gesamtkaktionsraum (GAR) bezog sich dabei auf die gesamte Zeit, in der die Tiere jeweils besendert waren. Zudem wurde für jeden dieser Aktionsraumtypen auch die Größe der Aktionsraumzentren (AZ) berechnet. Aufgrund des nur sehr kurzen Beobachtungszeitraums von Wb9 und Rf6 wurden beide Tiere aus den Berechnungen herausgenommen. Aus diesem Grund basieren die folgenden Aktionsraumberechnungen auf nur acht Waschbären und fünf Rotfüchsen. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl wurden ferner keine intraspezifischen Unterschiede zwischen den Geschlechtern berechnet.

Gesamtkaktionsräume (GAR)

Die GAR beider Arten waren bei allen drei angewendeten Berechnungsmethoden (MCP, KDE, A-LoCoH) und -leveln (50%, 90%, 95%) normalverteilt (Shapiro-Wilk-Test: $p > 0,05$) und wiesen heterogene Varianzen auf (Levene-Test: $p > 0,05$). Außerdem hing die Größe der einzelnen GAR bei den Waschbären nicht signifikant vom Beobachtungszeitraum ab (Pearson-Korrelation: $p > 0,05$). Im Gegensatz dazu gab es bei den Füchsen eine signifikant positive Korrelation zwischen der Beobachtungszeit und den GAR des KDE_{90%}, A-LoCoH_{95%} und des A-LoCoH_{50%}, was auf eine teilweise zu kurze Besenderungszeit hindeutet (Tab. 7).

Die Größen der einzelnen GAR des Waschbären weisen bei Verwendung des 95%-Levels auf eine teils hohe intraspezifische Variabilität hin (SD= 184,9 ha [MCP_{95%}]; 149,1 ha [KDE_{95%}]; 51,3 ha [A-LoCoH_{95%}]) und variierten je nach Berechnungsmethode zwischen 101,5 ha – 588,6 ha (MCP_{95%}), 83,9 ha – 485,4 ha (KDE_{95%}) sowie 25,1 ha – 180,5 ha (A-LoCoH_{95%}) (Beobachtungszeitraum: 78 – 388 Tage). Der Mittelwert der Aktionsräume lag dabei bei 307,6 ha (MCP_{95%}), 265,5 ha (KDE_{95%}) bzw. 81,7 ha (A-LoCoH_{95%}). Auch die GAR der Rotfüchse wiesen eine hohe Standardabweichung von 222,6 (MCP_{95%}), 127,3 (KDE_{95%}) bzw. 111,1 ha (A-LoCoH_{95%}) und folglich auch eine hohe intraspezifische Variabilität auf. Die Größen der GAR variierten zwischen 105,1 ha – 690,6 ha (MCP_{95%}), 98 ha – 489,5 ha (KDE_{95%}) und 76,4 ha – 403,1 ha (A-LoCoH_{95%}) und waren somit bei allen drei Berechnungsmethoden größer als die der Waschbären, wobei der Unterschied nur bei der Methode des A-LoCoH signifikant war (T-test: $T = 2,27$; $p = 0,04$). Der Mittelwert der Aktionsraumgrößen lag hier bei 443,7 ha (MCP_{95%}), 283,4 ha (KDE_{95%}) bzw. 193,8 ha (A-LoCoH_{95%}). Auffällig war dabei, dass das KDE_{95%} vor allem bei den Waschbären um ein Vielfaches größer ausfiel als das A-LoCoH_{95%} (3,3 : 1), während der Unterschied bei den Rotfüchsen deutlich geringer ausfiel (1,4 : 1) (Tab. 7).

Im Gegensatz zu den 95%-Leveln ergab der interspezifische Vergleich der Kerngebietsgrößen beider Arten je nach Berechnungsmethode unterschiedliche Ergebnisse: während die Gesamtgröße aller Kerngebiete je Individuum unter Verwendung der meisten Berechnungsmethoden (MCP_{50%}, KDE_{50%} und KDE_{65%}) bei den Waschbären etwas größer ausfiel als bei den Rotfüchsen, war die Gesamtgröße des A-LoCoH_{50%} bei den Waschbären signifikant kleiner als bei den Rotfüchsen (T-Test: $T = 3,01$; $p = 0,01$). Die Gesamtgröße der AZ variierte dabei zwischen 12,1 ha – 134,5 ha (MCP_{50%}), 26 ha – 118,6 ha (KDE_{50%}) und 2,4 ha – 16,3 ha (A-LoCoH_{50%}) bei den Waschbären und zwischen 8,7 ha – 113,2 ha (MCP_{50%}), 11,1 ha – 96,5 ha (KDE_{50%}) und 5,1 ha – 53,9 ha (A-LoCoH_{50%}) bei den Füchsen. Wie bei den 95%-Leveln wiesen beide Tierarten auch in Bezug

auf die Gesamtgrößen der AZ eine hohe intraspezifische Variabilität auf ($SD_{Wb} = 41,9$ ha [$MCP_{50\%}$]; 38,1 ha [$KDE_{50\%}$]; 4,6 ha [$A-LoCoH_{50\%}$], sowie $SD_{Rf} = 38$ ha [$MCP_{50\%}$]; 29,4 ha [$KDE_{50\%}$]; 16,1 ha [$A-LoCoH_{50\%}$]) (Tab. 7). Sowohl die Füchse als auch die Waschbären unterhielten meist mehrere Aktionsraumzentren. Berechnet mit dem $A-LoCoH_{50\%}$ schwankte die Größe der einzelnen AZ zwischen 0,2 ha und 5,1 ha ($Z = 0,9$ ha; $IQA = 1,0$ ha) bei den Waschbären und zwischen 1,6 ha und 35,4 ha bei den Rotfüchsen ($Z = 3,7$ ha; $IQA = 1,5$ ha).

Tab. 7: Gesamtkaktionsraumgrößen der Untersuchungstiere

	ID	Geschlecht	Besenderte Tage	Aktionsraumgrößen in Hektar									
				MCP			KDE				A-LoCoH		
				95%	90%	50%	95%	90%	65%	50%	95%	90%	50%
Rotfüchse	Rf1	♀	263	667,2	544	80,5	326,9	248,7	103	63,8	172,4	136,2	33,2
	Rf2	♂	429	690,6	434,5	113,2	489,5	381,9	163,4	96,5	403,1	302,9	53,9
	Rf3	♀	56	459,8	129	30,4	241	150,4	55,1	35,1	134,1	84,6	19,6
	Rf4	♂	187	295,6	241	82,4	261,7	215,3	110,1	68,8	182,8	148,7	25,8
	Rf5	♀	141	105,1	69,6	8,7	98	66,3	20,2	11,1	76,4	52,5	5,1
	Rf6	♂	10	817,1	516,7	58,7	1.591,4	1.030,8	354,6	199,9	402,5	231,8	6,4
Shapiro-Wilk-Test (p) ^a * :				0,57	0,62	0,61	0,9	0,97	0,91	0,9	0,97	0,91	0,91
Mittelwert * :				443,7	283,6	63	283,4	212,5	90,4	55,1	193,8	145	27,5
Standardabweichung * :				222,6	180,1	38	127,3	105,1	49,1	29,4	111,1	86,3	16,1
Pearson-Korrelation ^b * :				p= 0,24 cor= 0,6	p= 0,14 cor= 0,8	p= 0,07 cor= 0,8	p= 0,07 cor= 0,8	p= 0,04 cor= 0,9	p= 0,06 cor= 0,9	p= 0,07 cor= 0,8	p= 0,04 cor= 0,9	p= 0,06 cor= 0,9	p= 0,08 cor= 0,8
Waschbären	Wb1	♀	267	206,3	178,1	78,9	205,6	159,2	71,8	44,6	49,4	32,8	7,5
	Wb2	♂	78	245,8	205,9	48,6	275,6	206	90,5	58,7	81,1	51,1	4,3
	Wb3	♀	388	436,2	307,3	89,3	344,3	274,6	125,8	76,8	86	59,5	8,8
	Wb4	♀	362	588,6	553,3	125,9	479,7	376,8	179,7	116	145	120,2	16,3
	Wb5	♀	344	194,6	129,9	34,3	148,5	111,5	45,9	28,3	38,4	26,8	2,4
	Wb6	♂	328	574,4	521,9	134,5	485,4	387,4	187,5	118,6	180,5	121,4	13,2
	Wb7	♀	225	113,7	79	12,1	83,9	61,5	19,3	11,3	48	37,8	5,8
	Wb8	♂	209	101,5	90,4	35,1	100,7	81,7	41,1	26	25,1	17,9	3,2
	Wb9	♂	31	46	41,5	10	62,7	47,7	21,1	13,4	9,9	7	1,1
Shapiro-Wilk-Test (p) ^a * :				0,12	0,09	0,51	0,31	0,33	0,37	0,31	0,33	0,37	0,33
Mittelwert * :				307,6	258,2	69,8	265,5	207,3	95,2	60,0	81,7	58,4	7,7
Standardabweichung * :				184,9	175	41,9	149,1	119,5	59,5	38,1	51,3	38,0	4,6
Pearson-Korrelation ^b * :				p= 0,14 cor= 0,6	p= 0,21 cor= 0,5	p= 0,17 cor= 0,5	p= 0,28 cor= 0,4	p= 0,26 cor= 0,5	p= 0,26 cor= 0,5	p= 0,28 cor= 0,4	p= 0,26 cor= 0,5	p= 0,26 cor= 0,5	p= 0,28 cor= 0,4
Levene-Test (F, p) ^c * :				p= 0,64 F= 0,24	p= 0,82 F= 0,06	p= 0,68 F= 0,17	p= 0,49 F= 0,5	p= 0,61 F= 0,28	p= 0,6 F= 0,29	p= 0,51 F= 0,45	p= 0,38 F= 0,84	p= 0,24 F= 1,57	p= 0,06 F= 4,31
T-test (p, t) [*] :				p= 0,3 t= 1,1	p= 0,82 t= 0,23	p= 0,79 t= -0,27	p= 0,84 t= 0,21	p= 0,94 t= 0,07	p= 0,89 t= -0,14	p= 0,82 t= -0,23	p= 0,04 t= 2,27	p= 0,04 t= 2,28	p= 0,01 t= 3,01

* Mittelwerte, Standardabweichungen und Statistische Tests beziehen sich nur auf Aktionsraumgrößen, die auf einem Zeitraum von mehr als 31 Tagen basieren. Nicht berücksichtigte Werte sind grau dargestellt. Signifikante Werte sind rot unterlegt.

^a Test auf Normalverteilung der Daten ^b Berechnung der Korrelation zwischen der Anzahl der besenderten Tage und der Aktionsraumgröße ^c Test auf Varianzhomogenität

Saisonale (SAR) und monatliche (MAR) Aktionsräume

Die Größe der monatlichen Aktionsräume (MAR) ($KDE_{95\%}$) variierte bei den Waschbären relativ stark und schwankte zwischen $Z=115,28$ ha im April bis $Z=402,32$ ha im September (IQA= 327,39 ha). Obwohl die MAR im November und Dezember dabei tendenziell kleiner ausfielen als in den restlichen Monaten, unterschieden sich die einzelnen MAR nicht signifikant voneinander (Friedman-Test: Chi-Quadrat(11)= 5,462; $p=0,907$) (Abb. 54). Auch für die saisonalen Aktionsräume (SAR) wurde kein signifikanter Unterschied entdeckt (Friedman-Test: Chi-Quadrat(3)= 2,7; $p=0,440$), obwohl die Aktionsräume im Winter erneut kleiner waren als im Sommer. Auch dieser Unterschied stellte sich jedoch als nicht signifikant (gepaarter Wilcoxon-Test: $V=13$; $p=0,688$) heraus (Abb. 54). Ebenso unterschieden sich weder die saisonalen (Friedman-Test: Chi-Quadrat(3)= 1,2; $p=0,753$) noch die monatlichen (Friedman-Test: Chi-Quadrat(11)= 8,654; $p=0,654$) Aktionsraumzentren ($KDE_{50\%}$) der Waschbären voneinander. Die Größe der monatlichen Aktionsraumzentren variierte dabei zwischen 100,2 ha im September und 25,3 ha im November (SD= 78,46 ha).

Die Größe der MAR ($KDE_{95\%}$) variierte bei den Füchsen weniger als bei den Waschbären (IQA= 179,33 ha). Der Median der Aktionsraumgrößen erreichte ein Maximum im September (553,3 ha) und ein Minimum im Mai (236,4 ha), wobei sich weder ein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen MAR⁷ (Friedman-Test: Chi-Quadrat(7)= 11,538; $p=0,129$) noch zwischen den SAR⁶ (gepaarter Wilcoxon-Test: $V=2$; $p=0,75$) ergab (Abb. 54 / 55). Die Größe der Kerngebiete ($KDE_{50\%}$) variierte zwischen $Z=137,57$ ha im August und $Z=43,86$ ha im April (SD= 31,54 ha), unterschied sich jedoch ebenfalls weder zwischen den Monaten⁵ (Friedman-Test: Chi-Quadrat(7)= 8,778; $p=0,269$) noch zwischen den Jahreszeiten signifikant (Abb. 54).

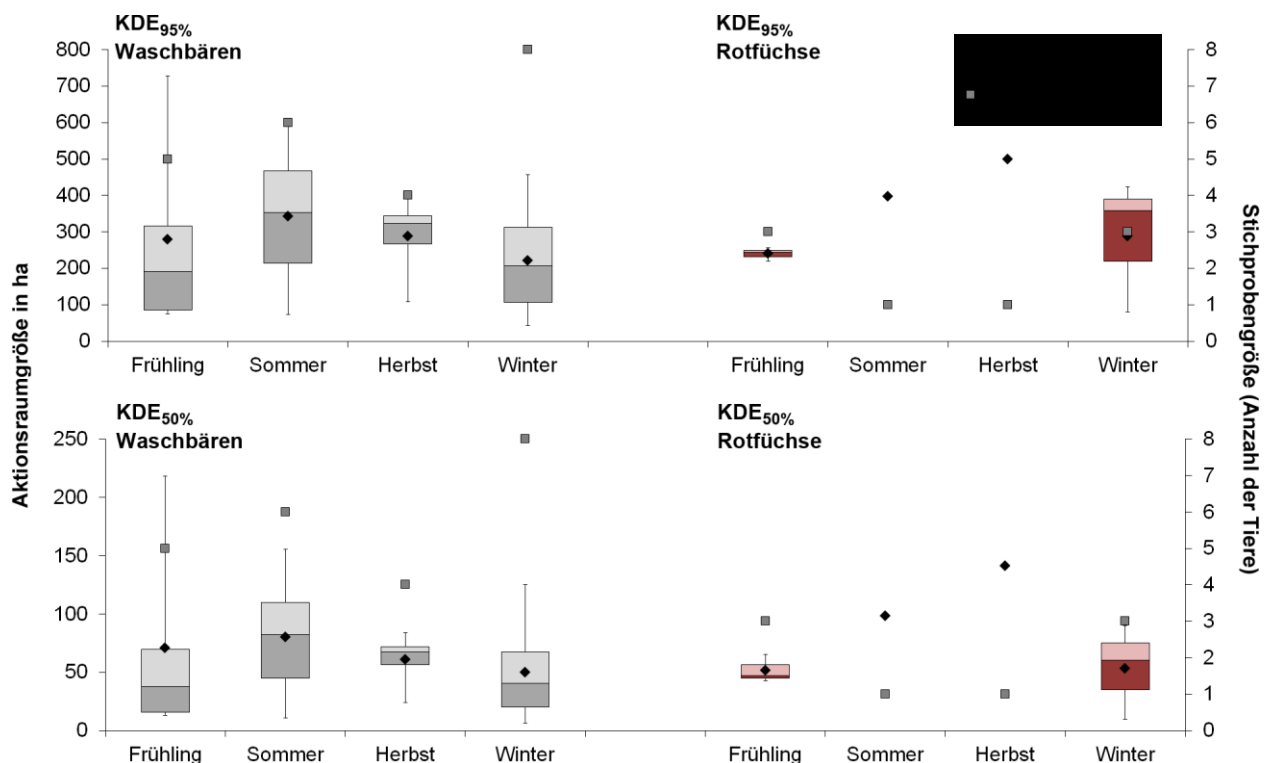


Abb. 54: Aktionsraumgrößen ($KDE_{95\%}$ und $KDE_{50\%}$) der Waschbären ($n=8$) und Rotfüchse ($n=5$) im Jahresverlauf.

⁷ Für die Berechnung des Friedman-Tests konnten die Monate Juli bis Oktober nicht berücksichtigt werden, da für diese Monate jeweils nur ein Wert zur Verfügung stand. ⁶ Die Jahreszeiten Sommer und Herbst wurden aufgrund zu kleiner Stichproben nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund wurde hier der gepaarte Wilcoxon-Test angewendet.

Bei den Waschbären unterschieden sich weder die MAR noch die monatlichen Kerngebietsgrößen während der Brutzeit signifikant zu den restlichen Monaten (gepaarter Wilcoxon-Test: $V = 176$; $p = 0,731$ und $V = 192$; $p = 0,442$). Im Gegensatz dazu fielen jedoch die MAR der Rotfüchse während der Brutzeit signifikant kleiner aus (gepaarter Wilcoxon-Test: $V = 16$; $p = 0,039$) als in den übrigen Monaten, während sich die monatlichen Aktionsraumzentren nicht signifikanten unterschieden (gepaarter Wilcoxon-Test: $V = 22$; $p = 0,110$).

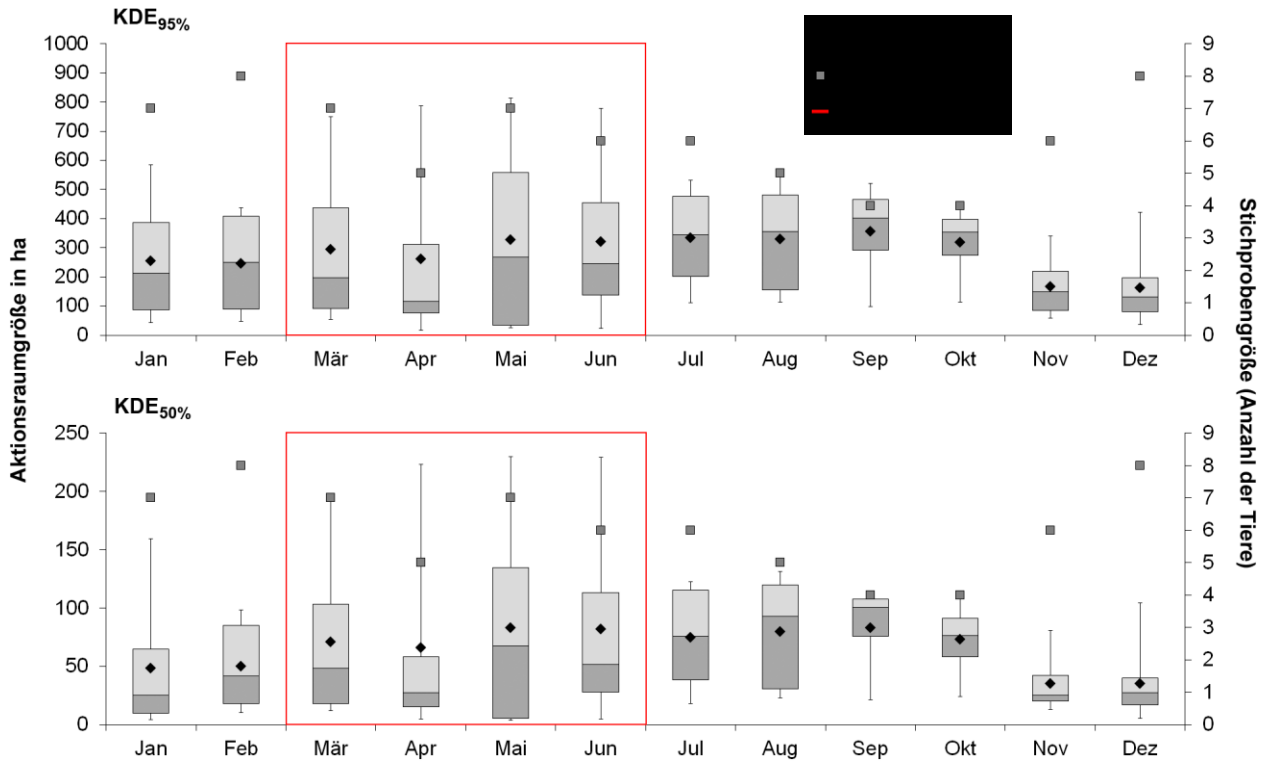


Abb. 55: Monatliche Aktionsraumgrößen (KDE_{95%} und KDE_{50%}) von $n = 8$ Waschbären

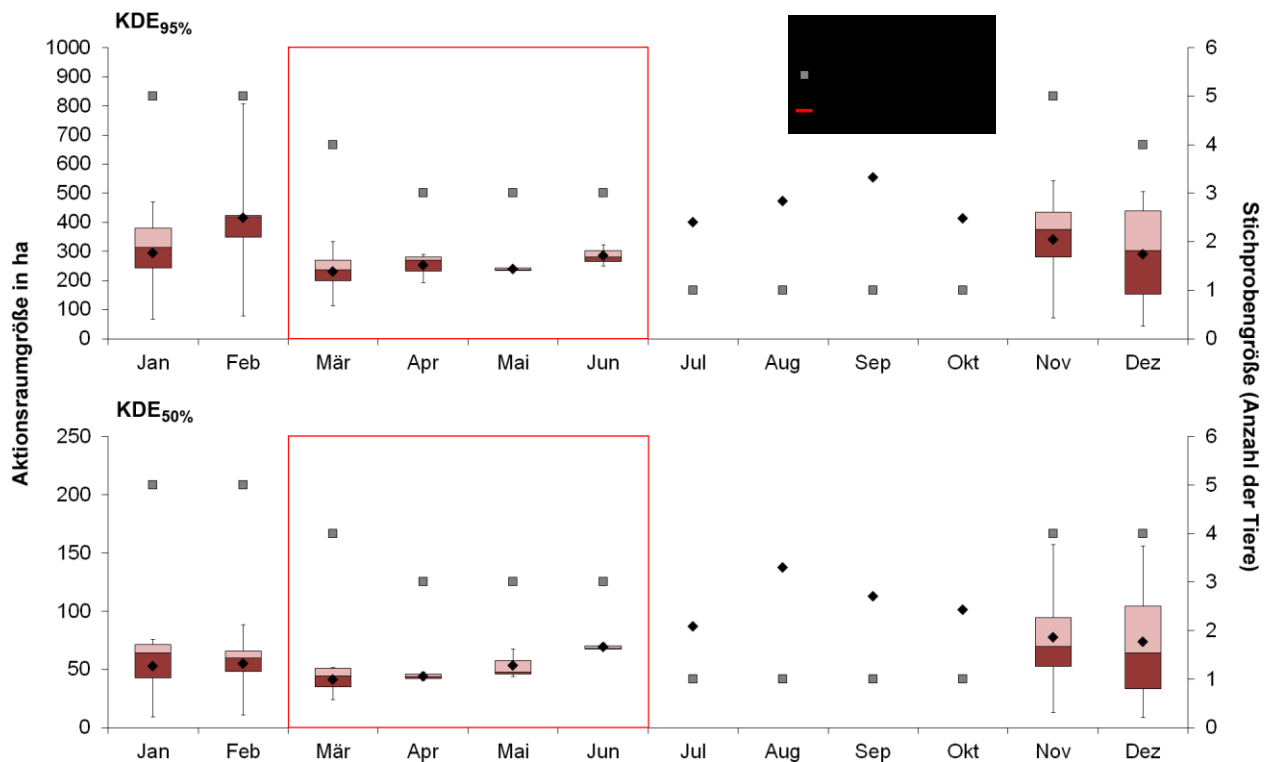


Abb. 56: Monatliche Aktionsraumgrößen (KDE_{95%} und KDE_{50%}) von $n = 5$ Rotfüchsen

Tab. 9: Überlappungsgrade der einzelnen Aktionsraumzentren des Waschbären nach dem Sørensen Koeffizienten, berechnet mit der Kernel Density Estimation_{50%} und dem Adapted Local Convex Hull_{50%}.

%	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	Adapted Local Convex Hull _{50%}
W1	-	0,0	17,1	10,6	0,3	17,2	0,0	0,0	0,0	
W2	0,6	-	0,0	21,8	10,0	15,0	0,0	3,5	0,0	
W3	26,9	2,1	-	6,6	0,0	13,0	0,0	7,4	5,7	
W4	26,7	46,8	9,5	-	13,3	38,8 _(max)	15,9	9,9	23,4	
W5	22,7	22,6	0,0	33,5	-	16,5	21,5	5,6	0,0	
W6	33,2	28,5	26,8	75,7 _(max)	32,9	-	14,7	0,0	6,9	
W7	37,5	0,0	0,0	15,8	31,7	17,0	-	4,6	0,0	
W8	1,5	29,9	0,0	25,9	8,6	8,9	0,0	-	28,4	
W9	3,3	14,2	5,2	19,0	0,0	13,9	0,0	41,1	-	
Kernel Density Estimation _{50%}										

Die Waschbären Wb4 und Wb7 teilten sich zudem häufiger dieselben Tagesverstecke. Auch die beiden Waschbärinnen Wb8 und Wb9, die im Herbst 2016 zusammen in der gleichen Kastenfalle gefangen und besendert worden waren, hielten sich nach der Besenderung meist an denselben Stellen auf und konnten häufig zeitgleich an denselben Tageseinständen geortet werden, bis der Kontakt zu Wb9 nach drei Wochen abbrach. Die Überlappung der Kerngebiete (A-LoCoh_{50%}) beider Waschbären betrug in diesem Zeitraum 55,5 %. Die mittlere zeitgleiche Entfernung beider Tiere voneinander war mit 164,5 m (Min= 0,25 m; IQA= 320,88 m) und unter Berücksichtigung der Genauigkeit der Sender relativ gering (Abb. 58).

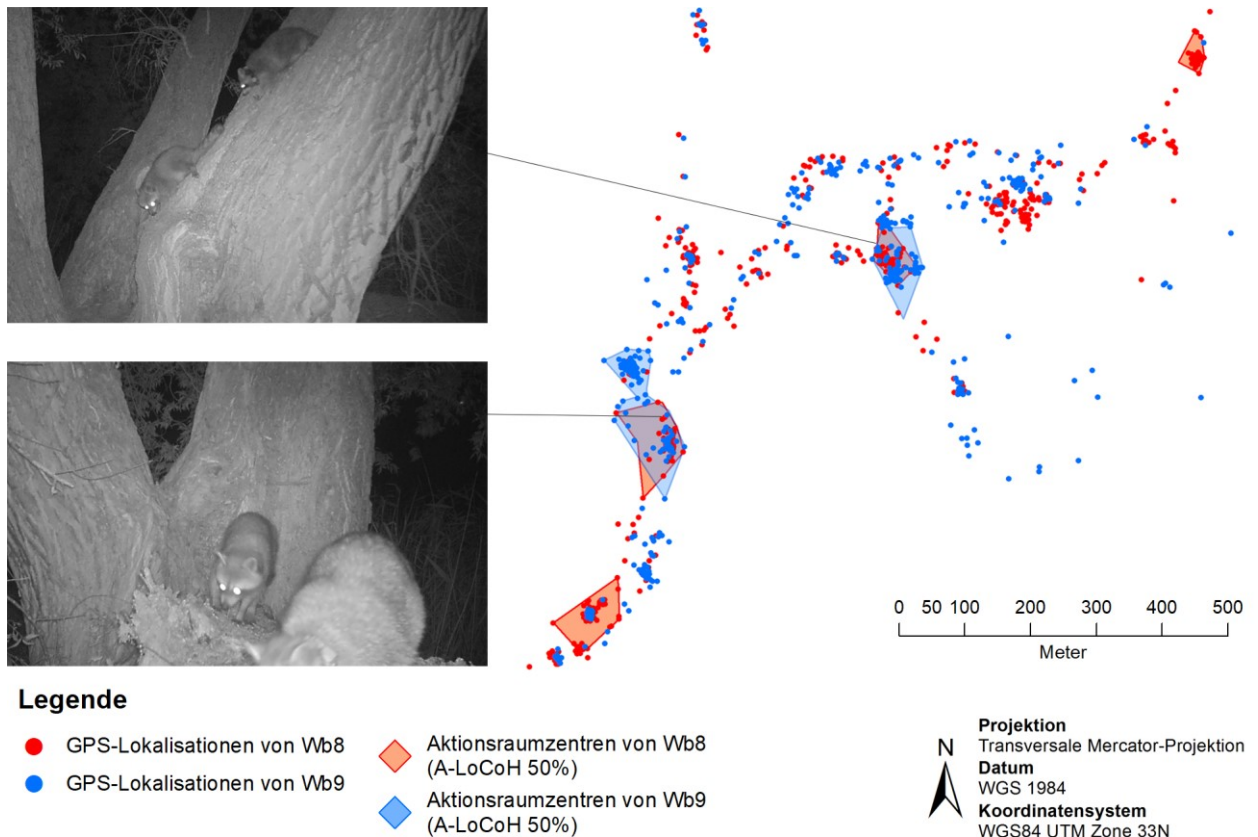
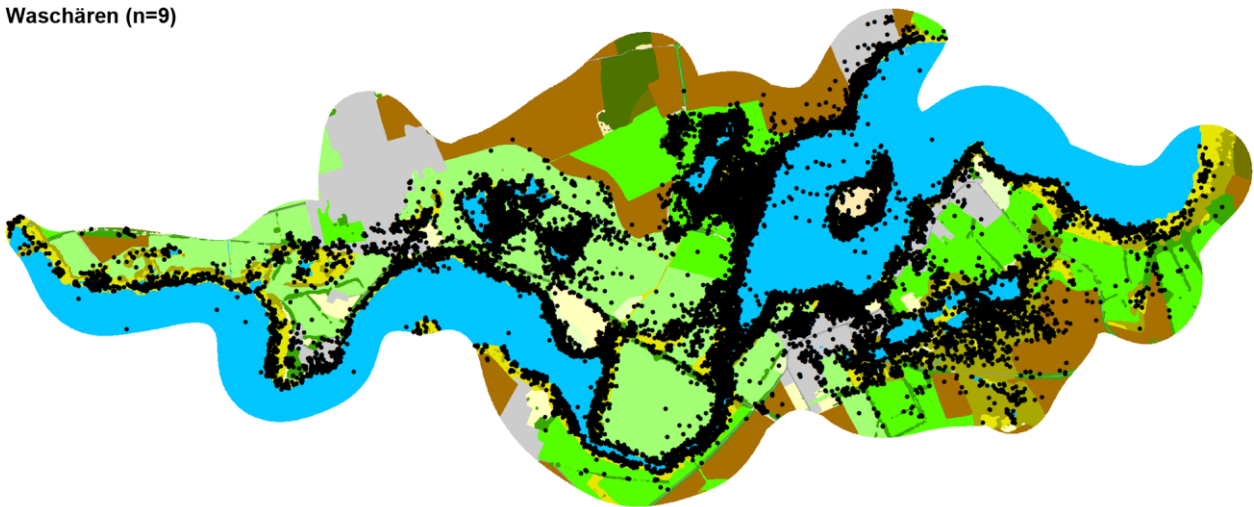


Abb. 58: Raumnutzung der beiden Waschbärinnen Wb8 und Wb9 im Zeitraum von drei Wochen.

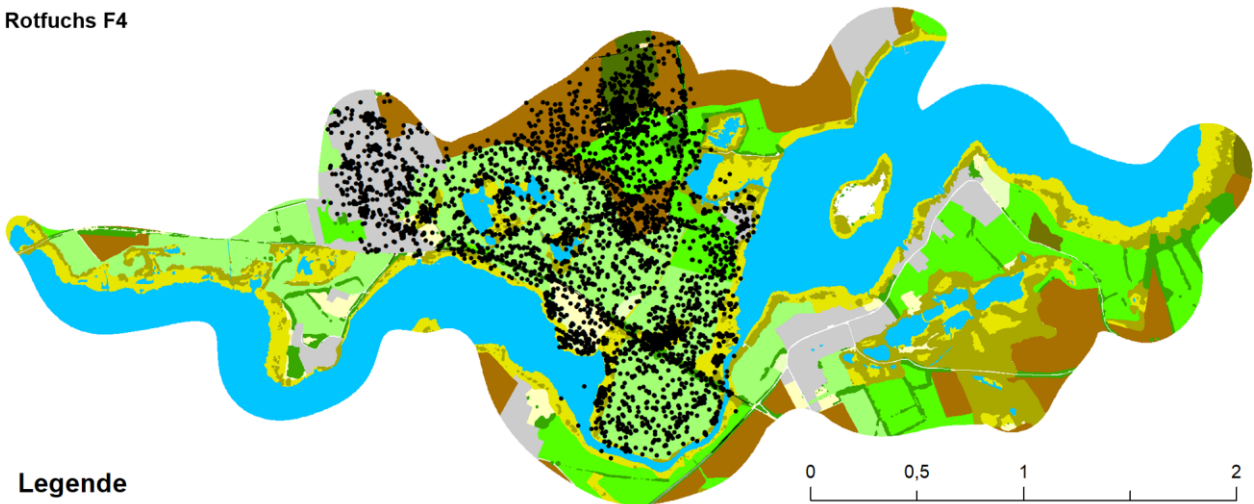
3.4.5. Bewegungsmuster und Habitatnutzung

Ungeachtet der zum Teil geringen interspezifischen Unterschiede in den Aktionsraumgrößen zeigten die markierten Rotfüchse und Waschbären sehr deutliche Unterschiede in Bezug auf die Bewegungsmuster innerhalb der Gesamtkaktionsräume. Die Waschbären zeigten das ganze Jahr über eine starke Gewässerbindung und hielten sich dementsprechend verstärkt entlang der Uferbereiche des Großen Beetzsees und dessen Nebenseen auf, während Gebiete abseits von Gewässern weniger bis gar nicht genutzt wurden. Als Folge dessen wurden die Aktionsräume der Waschbären deutlich in die Länge gezogen und folgten dabei im Wesentlichen den Ufergrenzen der Gewässer. Im Gegensatz dazu zeigten die Rotfüchse eine wesentlich homogenere, gleichmäßigere Verteilung innerhalb ihrer jeweiligen Aktionsräume, was in der Regel zur Bildung runderer Gesamtkaktionsräume führte (Abb. 59 / 60, siehe auch Abb. A16 - A29, S. 206 - 219).

Waschbären (n=9)



Rotfuchs F4



Legende

● GPS-Lokalisationen

Habitattypen

- | | | | |
|---------------|----------------|------------------|----------------|
| ■ Ackerland | ■ Feldgehölz | ■ Laubwald | ■ Siedlung |
| ■ Brachfläche | ■ Feuchtgehölz | ■ Nadelwald | ■ Wechselweide |
| ■ Dauerweide | ■ Gewässer | ■ Schilfröhricht | ■ Wiese |

0 0,5 1 2
Kilometer

Projektion
Transversale Mercator-Projektion
Datum
WGS 1984
Koordinatensystem
WGS84 UTM Zone 33N

Abb. 59: GPS-Lokalisationen von 9 Waschbären und einem Rotfuchs im gesamten Untersuchungszeitraum. Die sichtbare Fläche repräsentiert die zusammengefassten KDE₉₅ der 9 Waschbären und des Rotfuchses F4 (**GPS-Positionen:** $n_{RF} = 6.303$; $n_{WB} = 58.745$)

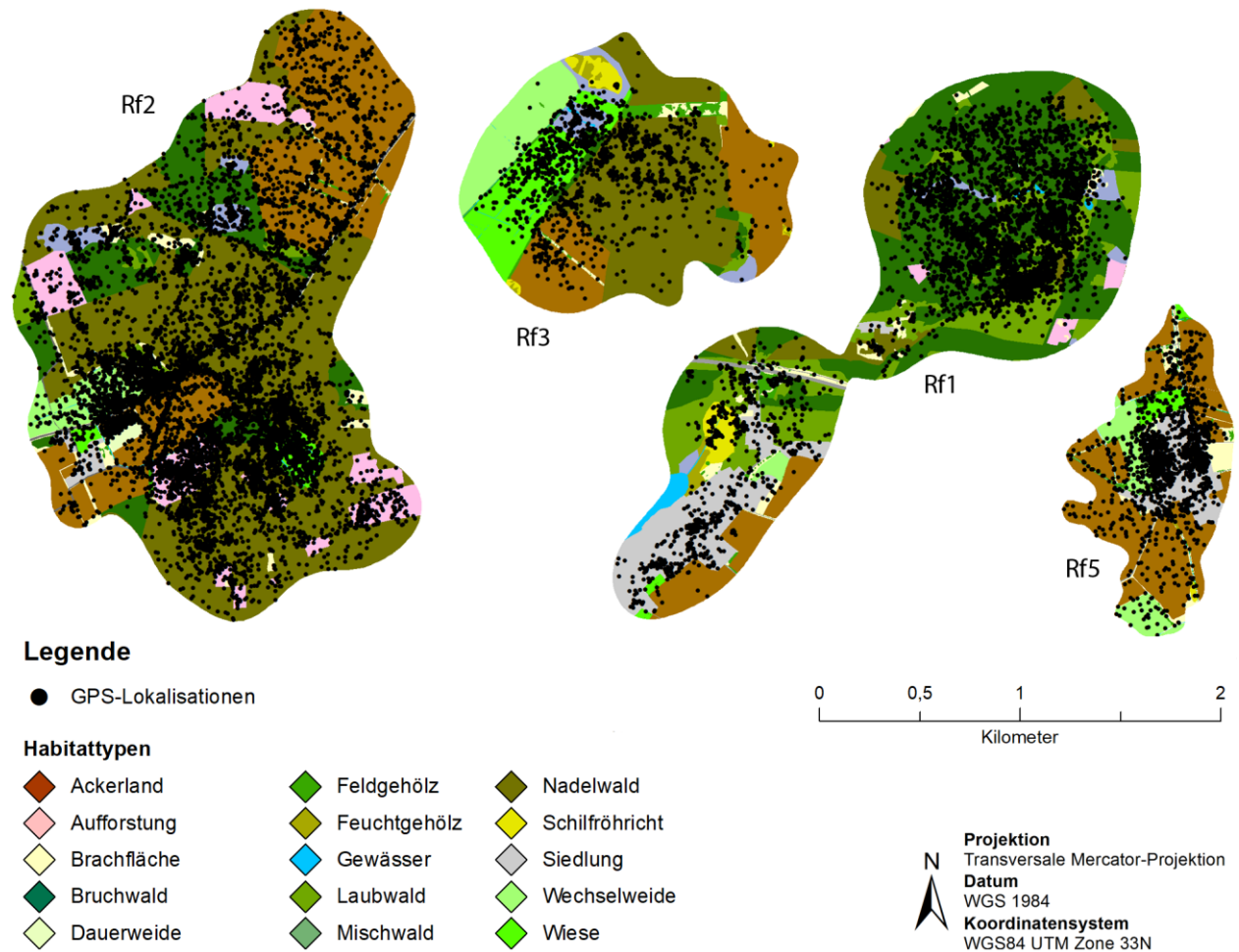


Abb. 60: GPS-Lokalisationen innerhalb der Aktionsräume ($KDE_{95\%}$) von vier Rotfüchsen

Die Konzentration der Waschbäraktivität entlang der Gewässerufer führte zu einer Überschätzung der Aktionsraumgröße, wenn diese mit dem $KDE_{95\%}$ berechnet wurde. Da das Kernel im Gegensatz zum A-LoCoH keine Gewässergrenzen erkennen kann und somit auch nicht genutzte Wasserflächen in den Aktionsraum mit einschließt, enthielten die $KDE_{95\%}$ bei den Waschbären einen großen Anteil an tatsächlich nicht genutzten Wasserflächen ($X = 27,3\%$; $Min = 19,3\%$; $Max = 42,3\%$; $SD = 6,2\%$). Aus diesem Grund eignet sich das A-LoCoH wesentlich besser zur Berechnung der tatsächlichen Aktionsraumgröße von Waschbären.

Beide Tierarten unterhielten zeitgleich mehrere Aktionsraumzentren (AZ), zwischen denen sie regelmäßig wechselten. Wie die GPS-Positionen verteilten sich auch die AZ der Rotfüchse relativ homogen über den Aktionsraum, während sich die AZ der Waschbären ähnlich einer Perlenkette entlang der Gewässergrenzen aneinander reihten (Abb. 61 A / 61 B). Folglich gab es entlang der Ufergrenzen immer wieder Stellen mit einer geringeren Waschbäraktivität und Stellen erhöhter Aktivität, an denen häufig mehrere Waschbären ein Kerngebiet besaßen. Die mittlere Gewässernähe der insgesamt 67 AZ lag bei den Waschbären bei 3,6 m ($Z = 0$ m; $Max = 81,6$ m; $SD = 15,9$ m), wobei sich nur sieben Kerngebiete nicht direkt am Wasser befanden. Auffällig waren außerdem die häufigen Aufenthalte von fünf Waschbären auf der Insel Buhnenwerder, wobei sich die AZ ausschließlich auf der südwestlichen Seite der Insel befanden (Abb. 61 C). Die mittlere Entfernung der AZ zur jeweils nächsten Siedlung betrug bei den Waschbären 174,1 m ($Max = 902,1$ m; $Min = 0$ m; $SD = 174,8$ m) und bei den Rotfüchsen 415,5 m ($Max = 1.359,8$ m; $Min = 0$ m; $SD = 448,6$ m).

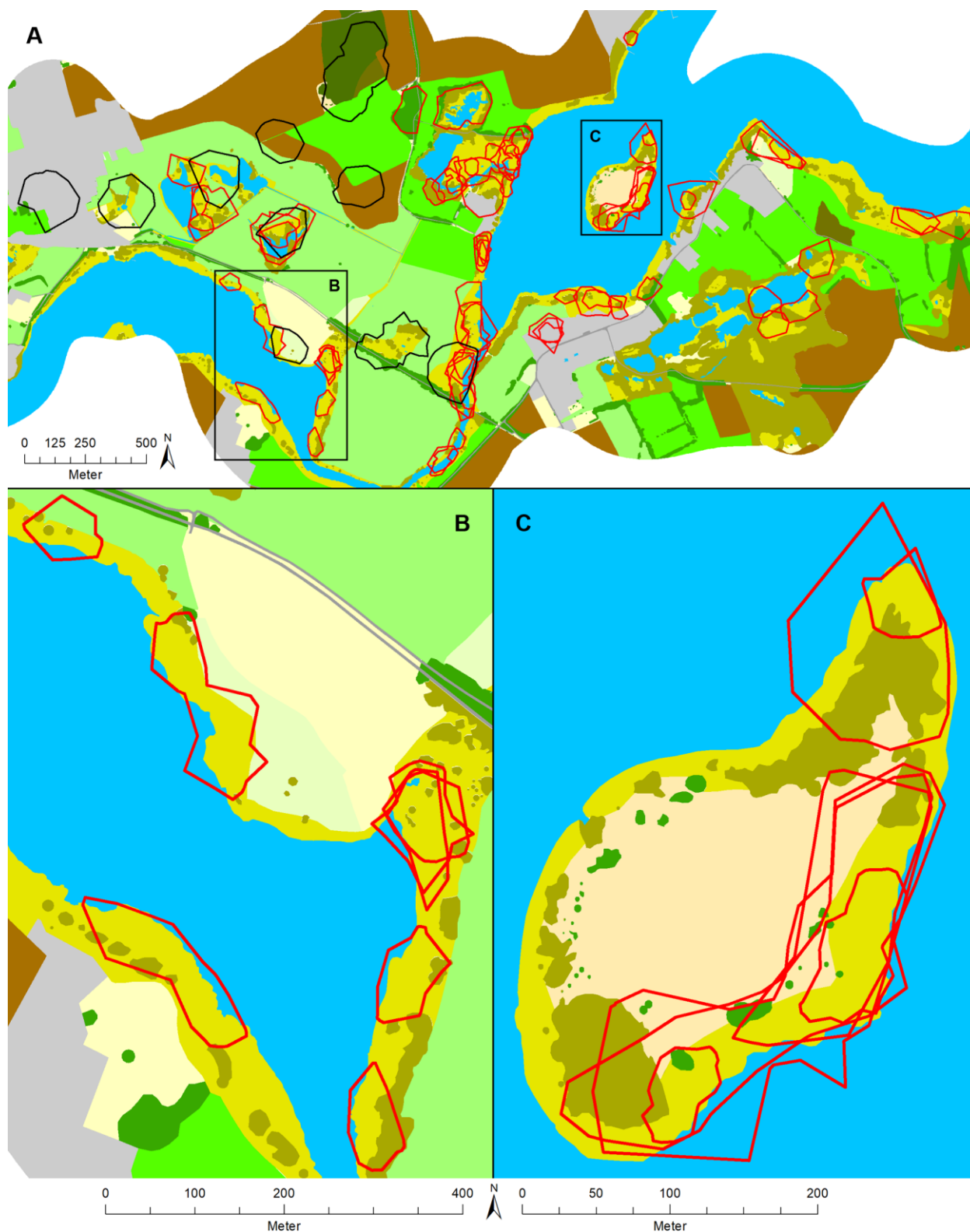


Abb. 61: Verteilung der einzelnen Aktionsraumzentren (A-LoCoH_{50%}): **A:** Kerngebiete von 8 Waschbären und einem Rotfuchs; **B:** Kerngebiete der Waschbären entlang des Strengs; **C:** Kerngebiete der Waschbären auf der Bühnenwerder Möweninsel

Die Aktionsraumzentren (AZ) ($KDE_{50\%}$) der einzelnen Untersuchungstiere unterschieden sich in ihrer Anzahl signifikant (ungepaarter Wilcoxon-Test: $W=5$; $p=0,024$) zwischen beiden Arten. Die Waschbären besaßen durchschnittlich $Z=3$ ($Max=5$; $Min=1$; $IQA=1$) und die Rotfüchse $Z=1$ AZ ($Max=3$). Berechnet mit dem A-LoCoH_{50%} ergab sich für beide Arten eine deutlich größere Anzahl an Kerngebieten, die bei den Waschbären von 4 bis 13 ($IQA=6,75$) und bei den Rotfüchsen von 1 bis 10 ($IQA=8,0$) reichte, sich jedoch im Gegensatz zum $KDE_{50\%}$ nicht signifikant zwischen den beiden Arten unterschied. Lediglich die während der aktiven Phase genutzten Aktionsraumzentren (A-LoCoH_{50%}) unterschieden sich wieder signifikant voneinander (ungepaarter Wilcoxon-Test: $W=6$; $p=0,046$) (Tab. 10).

Tab. 10: Anzahl der Kerngebiete bei Rotfüchsen und Waschbären

	ID	Geschlecht	Besenderte Tage	Anzahl der Kerngebiete					
				$KDE_{50\%}$			A-LoCoH _{50%}		
				Gesamt	Ruhephase	Aktive Phase	Gesamt	Ruhephase	Aktive Phase
Rotfüchse	Rf1	♀	263	1	1	2	2	8	6
	Rf2	♂	429	1	2	2	10	9	2
	Rf3	♀	56	1	1	1	1	2	3
	Rf4	♂	187	3	6	2	10	8	6
	Rf5	♀	141	1	1	1	2	2	2
	Rf6	♂	10	1	1	1	1	1	2
Shapiro-Wilk-Test (p) * :				< 0,001	0,005	0,007	0,68	0,039	0,057
Median * :				1	1	2	2	8	3
Interquartilsabstand * :				0	1	1	7	6	4
Waschbären	Wb1	♀	267	4	4	3	6	9	8
	Wb2	♂	78	3	3	2	4	3	5
	Wb3	♀	388	3	2	3	13	13	12
	Wb4	♀	362	5	5	1	11	12	10
	Wb5	♀	344	3	3	3	8	8	7
	Wb6	♂	328	4	2	2	12	6	13
	Wb7	♀	225	1	3	1	6	2	2
	Wb8	♂	209	3	1	3	7	3	10
	Wb9	♂	31	2	2	2	1	1	4
Shapiro-Wilk-Test (p) * :				0,246	0,792	0,019	0,41	0,41	0,838
Median * :				3	3	2,5	7,5	7	9
Interquartilsabstand * :				1	1,25	1,25	7,75	6,75	4
Ungepaarter Wilcoxon-Test (p, W)* :				p= 0,024 W= 5	p= 0,230 W= 11,5	p= 0,187 W= 11	p= 0,167 W= 10	p= 0,553 W= 15,5	p= 0,046 W= 6

* Mediane, Interquartilsabstände und Statistische Tests beziehen sich nur auf Aktionsraumgrößen, die auf einem Kontrollzeitraum von mehr als 31 Tagen basieren. Nicht berücksichtigte Werte sind grau dargestellt. Signifikante Werte sind rot unterlegt.

3.4.6. Habitatnutzung

Vergleicht man die für die einzelnen Waschbären jeweils verfügbaren Habitatstrukturen (Angebot) und die tatsächlich genutzten Strukturen, so ergeben sich deutliche Unterschiede. Obwohl die berechneten Aktionsräume ($KDE_{95\%}$) der Tiere zu einem großen Teil aus Gewässern (27,2 %) und Wechselweiden (18,5 %) und nur zu 13,1 % aus Schilfröhricht bestanden, wurden Schilfröhrichte überproportional häufig in 63,3 % aller Lokalisationen genutzt. Auch Gehölze in den Schilfgürteln wurden deutlich präferiert (19,2 %), während Siedlungen (7,0 %), Feldgehölze (2,8 %) und Bruchwälder (2,9 %) weitgehend nach Verfügbarkeit genutzt wurden. Offene Strukturen wie Wechselweiden (2,4 %), Wiesen (0,7 %), Ackerflächen (0,4 %), Brachflächen (0,4 %) und Dauerweiden (0,1 %) hingegen wurden wesentlich seltener genutzt. Bis auf einige Hektar Laub- und Bruchwald befanden sich im Umkreis der Waschbärhabitate keine Waldflächen (Abb. 62).

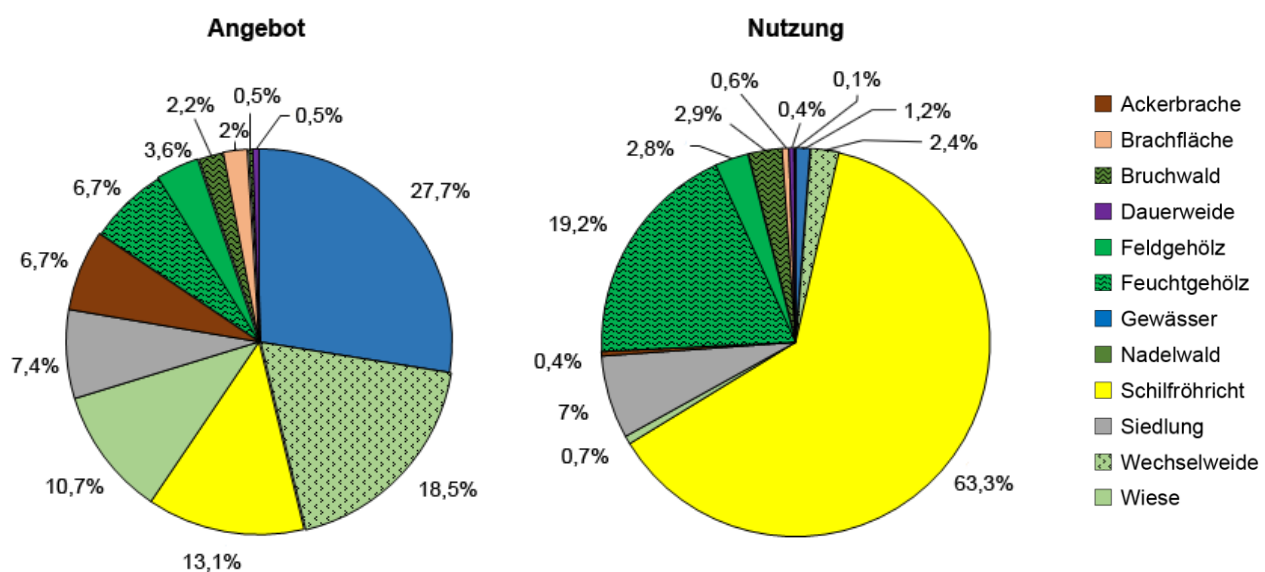


Abb. 62: Angebot und Nutzung verschiedener Habitatstrukturen durch die Waschbären (Mittelwerte von n= 9 Waschbären)

Im Gegensatz zu den Waschbärhabitaten setzten sich die Gesamtaktionsräume der Rotfüchse im Mittel zu einem Großteil aus Ackerflächen (24,3 %) und Wechselweiden (11,2 %) sowie Wälder (36 %) zusammen, wobei sich letztere vor allem in Nadelwälder (18,4 %) und Mischwälder (11,7 %) gliederten. In wesentlich geringeren Anteilen kamen Laubwälder (4,6 %) und Bruchwälder (1,3 %) vor. Der Anteil an Siedlungen war im Habitatangebot mit 8,9 % vergleichbar mit dem Angebot bei den Waschbären. Im Vergleich zu der relativ einseitigen Habitatnutzung der Waschbären fiel die Habitatnutzung der Füchse deutlich homogener aus und konzentrierte sich vor allem auf die Nadelwälder (16,9 %), wobei der genutzte Anteil dieses Waldtyps etwa dem Angebot entsprach. Laubwälder (7,4 %) und Bruchwälder (2,2 %) wurden im Gegensatz dazu überproportional häufiger genutzt, während Mischwälder ebenfalls nach Angebot genutzt wurden (12,6 %). Siedlungen wurden mit 16,8 % am zweithäufigsten genutzt und auch Schilfröhrichte wurden mit 7,2 % deutlich häufiger genutzt, als ihre Verfügbarkeit hätte vermuten lassen. Wie die Waschbären nutzten auch die Rotfüchse Ackerflächen (10,3 %) und Wechselweiden (6,1 %) in deutlich geringeren Anteilen, als diese verfügbar waren, während Brachflächen (4,2 %) und Wiesen (7,7 %) sowie Aufforstungen (2,2 %) und Feldgehölze (1,9 %) wieder nach Verfügbarkeit genutzt wurden (Abb. 63). Karten aller Aktionsräume mit Informationen zur Habitatnutzung befinden sich im Anhang (Abb. A16 - A29, S. 206 - 219).

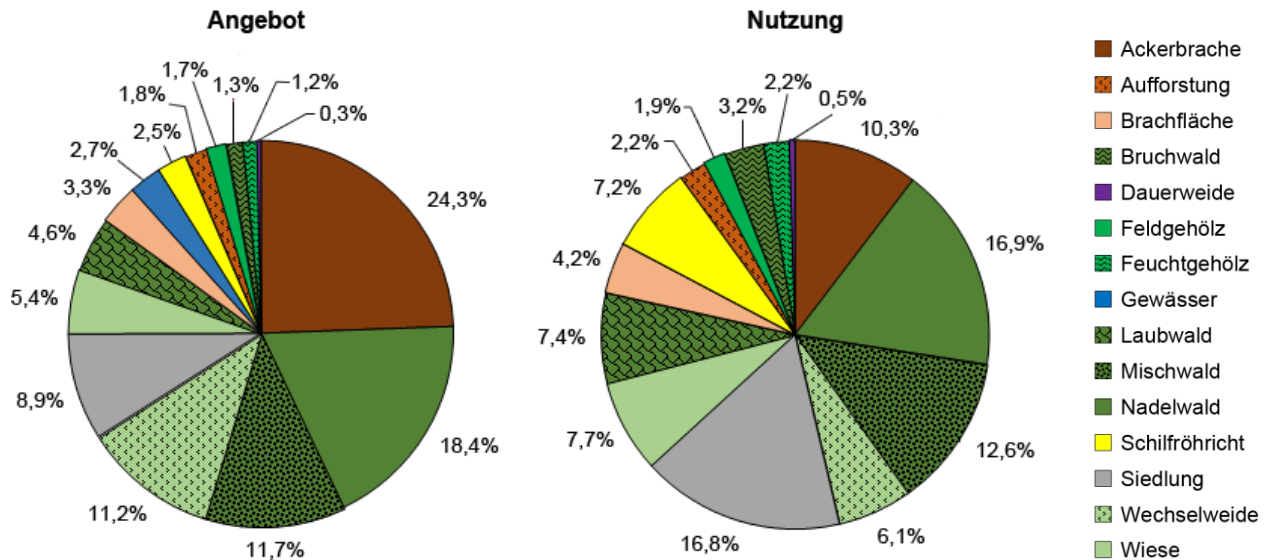


Abb. 63: Angebot und Nutzung verschiedener Habitattypen durch die Rotfüchse (Mittelwerte von n= 5 Rotfüchsen)

Die obigen Grafiken liefern keine Informationen über die intraspezifische Variabilität bezüglich der Habitatnutzung. Aus diesem Grund wurden die Habitatpräferenzen jedes Tieres unter Verwendung des Chesson-Index berechnet und die Ergebnisse in einem Boxplot dargestellt. Der Chesson-Index errechnet dabei Werte, die zwischen -1 (absolute Meidung) und +1 (absolute Präferenz) schwanken (Abb. 64).

Die Berechnungen der Habitatpräferenzen mit Hilfe des Chesson-Index bestätigen zunächst die hohe Präferenz der Waschbären für gewässernahe Feuchtgebiete (Median ϵ : 0,55), wobei vor allem Schilfröhrichte (Median ϵ : 0,82) überproportional häufig präferiert wurden. Offenlandhabitate hingegen wurden allesamt signifikant gemieden (Median ϵ : -0,77) und auch Waldgebiete wurden kaum genutzt (Median ϵ : -0,33). Eine Ausnahme spielen hier Bruchwälder, die von einigen Tieren zum Teil stark präferiert wurden (Median ϵ : 0,09). Die Präferenz von gewässernahen Feuchtgebieten gegenüber Offenlandschaften erwies sich als hochsignifikant (gepaarter Wilcoxon-Test: $V= 45$; $p= 0,004$). Während sich die einzelnen Waschbären nur geringfügig in der Präferenz und Meidung der meisten Habitattypen unterschieden, zeigte sich eine sehr hohe intraspezifische Variabilität in der Präferenz von Siedlungen (ϵ : -0,78 – 0,51) (Abb. 64).

Im Vergleich zu den Waschbären zeigten die Rotfüchse eine generell deutlich höhere intraspezifische Variabilität in Bezug auf ihre Habitatpräferenzen. Dabei wiesen sie in ihrem Lebensraum eine moderate Präferenz für bewaldete Flächen (Median ϵ : 0,13) und Feuchtgebiete (Median ϵ : 0,24) auf und zeigten, ebenfalls wie die Waschbären, eine Meidung von Offenlandflächen (Median ϵ : -0,37), die allerdings im Vergleich zur Nutzung von Waldgebieten nicht signifikant war (gepaarter Wilcoxon-Test: $V= 1$; $p= 0,25$). Innerhalb der Waldgebiete wurden Laub- (Median ϵ : 0,28) und Mischwälder (Median ϵ : 0,21) deutlich, allerdings ebenfalls nicht signifikant, gegenüber Nadelwäldern (Median ϵ : -0,12) bevorzugt. Aufforstungen wurden weitgehend gemieden (Median ϵ : -0,48). Stattdessen wurden Bruchwälder präferiert (Median ϵ : 0,24) (Abb. 64). Auch die Rotfüchse zeigten eine hohe intraspezifische Variabilität in Bezug auf die Nutzung von Siedlungen (ϵ : -0,53 – 0,7), wobei der Anteil an Siedlungsräumen im Gesamtaktionsraum ($KDE_{95\%}$) signifikant negativ (Spearman-Test: $S= 40$; $p= 0,017$) sowohl mit der Größe bestimmter Gesamtaktionsräume ($A\text{-}LocoH_{90\%}$ und $A\text{-}LocoH_{95\%}$) als auch mit der Kerngebietsgröße ($KDE_{50\%}$) korrelierte.

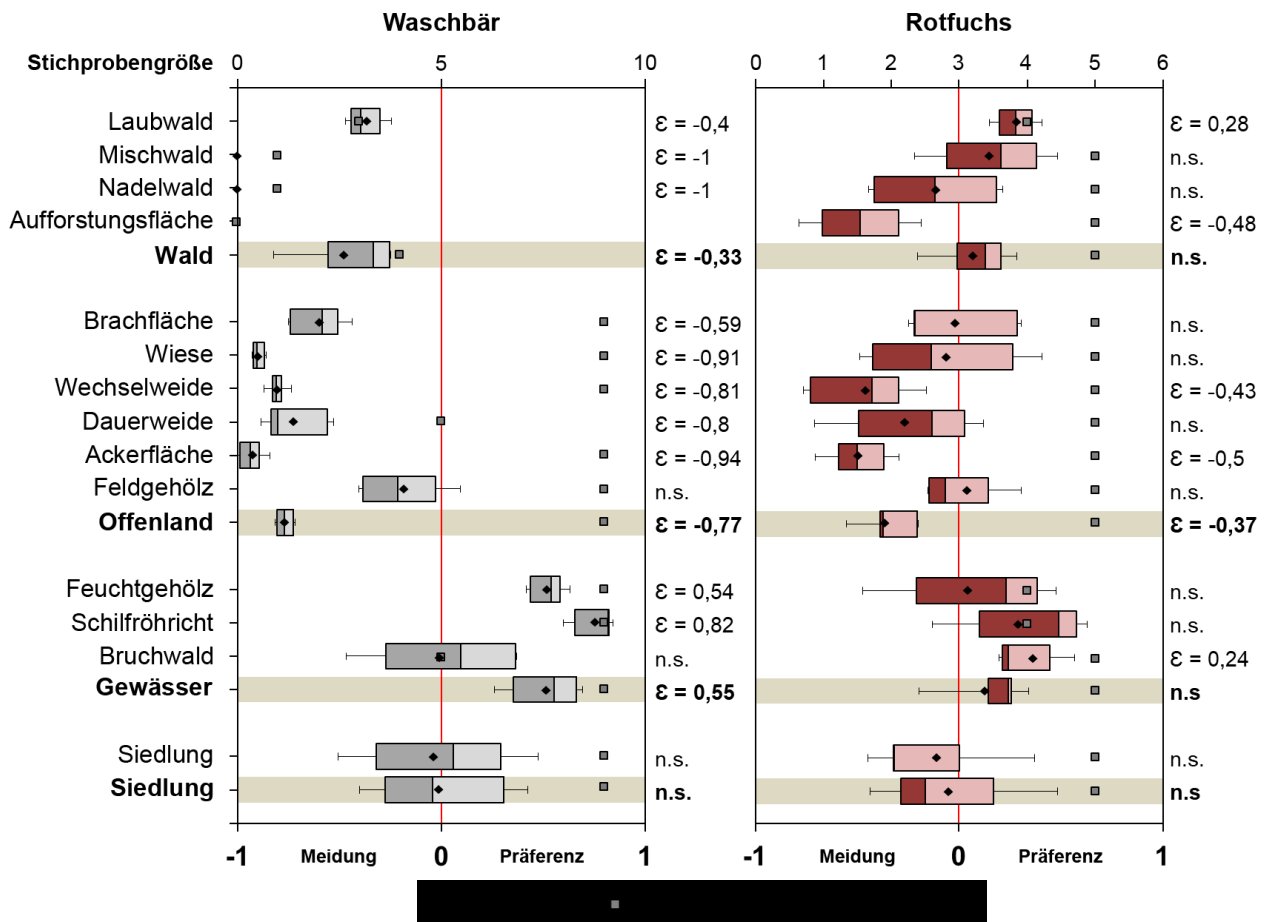


Abb. 64: Habitatpräferenzen von neun Waschbären und fünf Rotfüchsen, berechnet mit dem Chesson-Index (Mediane mit 25/75 sowie 10/90 Perzentil). Die Hauptkategorien sind grau markiert und wurden separat berechnet. Nicht signifikante Ergebnisse sind mit der Abkürzung 'n.s.' gekennzeichnet.



Abb. 65: Vor allem die Rotfüchse hielten sich nachts häufiger in Siedlungen auf (Fotos **A** und **B**: Dr. Gossmann).

Zusammensetzung der Aktionsraumzentren

Die Aktionsraumzentren (A-LoCoH_{50%}) der Waschbären befanden sich während der Ruhephase größtenteils in Schilfröhrichten (Median= 86,1 %; Max= 100 %; Min= 52,7 %) und – zu einem wesentlich geringeren Teil – in Feuchtgehölzen (Median= 3,6 %; Max= 21,1 %; Min= 0 %). Während der aktiven Phase hingegen war die Habitatstruktur der Aktionsraumzentren deutlich diverser. So schrumpfte der Anteil an Schilfröhrichten im Kerngebiet deutlich (Median= 39,5 %; Max= 56,6 %; Min=32,8 %), unter anderem zugunsten von Feuchtgehölzen (Median= 20,7 %; Max= 33,1 %; Min= 5,8 %). Auch setzten sich die Aktionsraumzentren während der aktiven Phase bei den meisten Tieren in geringeren Anteilen aus Siedlungen (Median= 5,7%), Wechselweiden (Median= 4,1 %), Brachflächen (Median= 3,6 %) und Feldgehölzen (2,2 %) zusammen (Abb. 66).

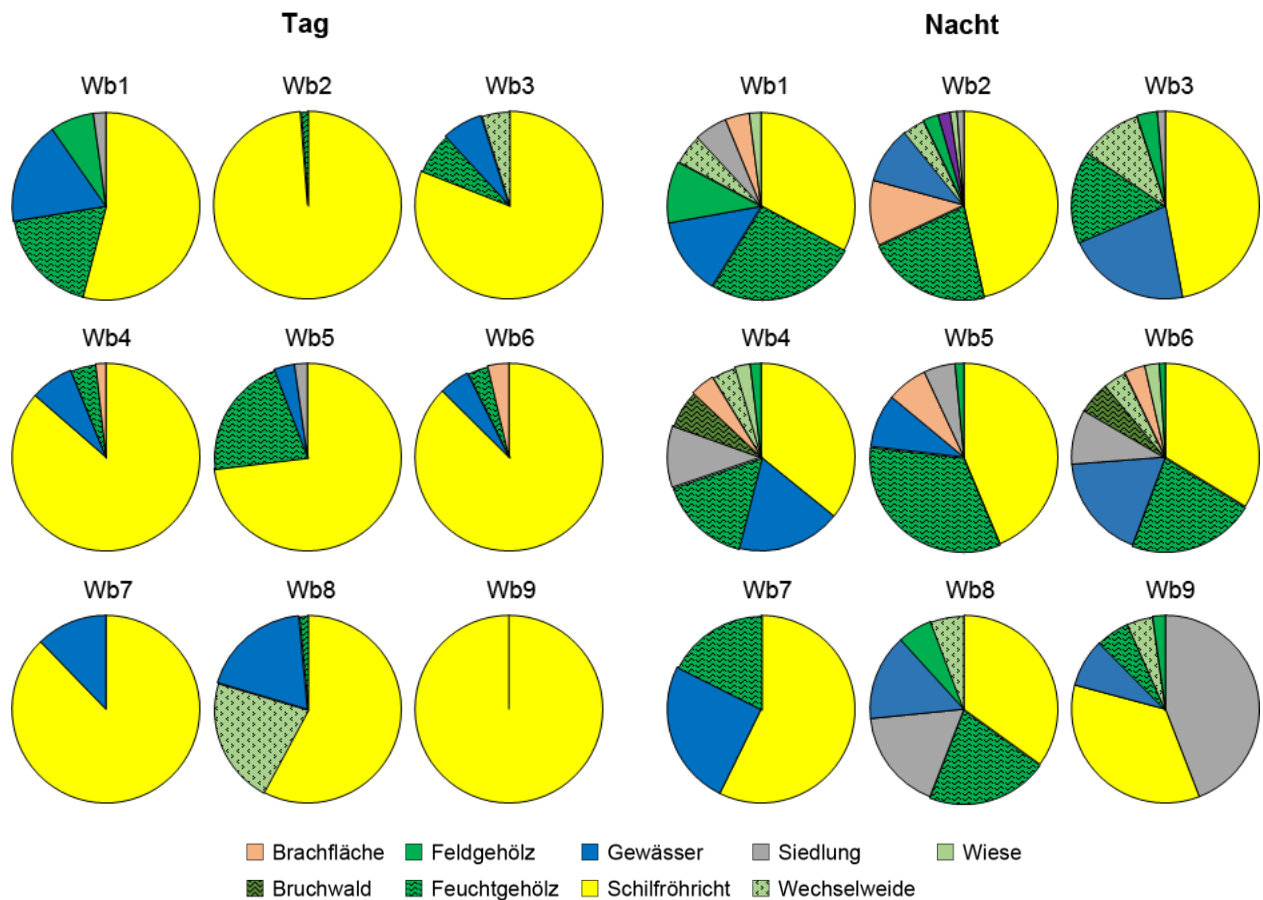


Abb. 66: Zusammensetzung der Kerngebiete (LoCoH_{50%}) von neun Waschbären bei Tag und bei Nacht

Im Gegensatz zu den Kerngebieten der Waschbären ließ bei den Rotfüchsen auch die Zusammensetzung der Aktionsraumzentren auf eine sehr hohe intraspezifische Variabilität schließen. So hielt sich der Rotfuchs Rf5 während der Ruhephase größtenteils in einer Siedlung auf, während ein weiterer Fuchs (Rf4) seine Tageseinstände im Schilfröhricht hatte. Die anderen Füchse präferierten während der Ruhephase Standorte in einem Bruchwald (Rf3) bzw. in einem Laubwald (Rf1) oder einem Nadelwald (Rf2). Auch während der aktiven Phase unterschied sich die Zusammensetzung der Aktionsraumzentren einzelner Rotfüchse sehr stark, wobei vor allem Siedlungen und Offenlandflächen deutlich häufiger nachts aufgesucht wurden als während des Tages. Die vor allem für Wasservögel wichtigen Habitate Schilfröhricht und Feuchtgehölz wurden nur von zwei Füchsen und dabei fast ausschließlich während der Ruhephase genutzt (Abb. 67).

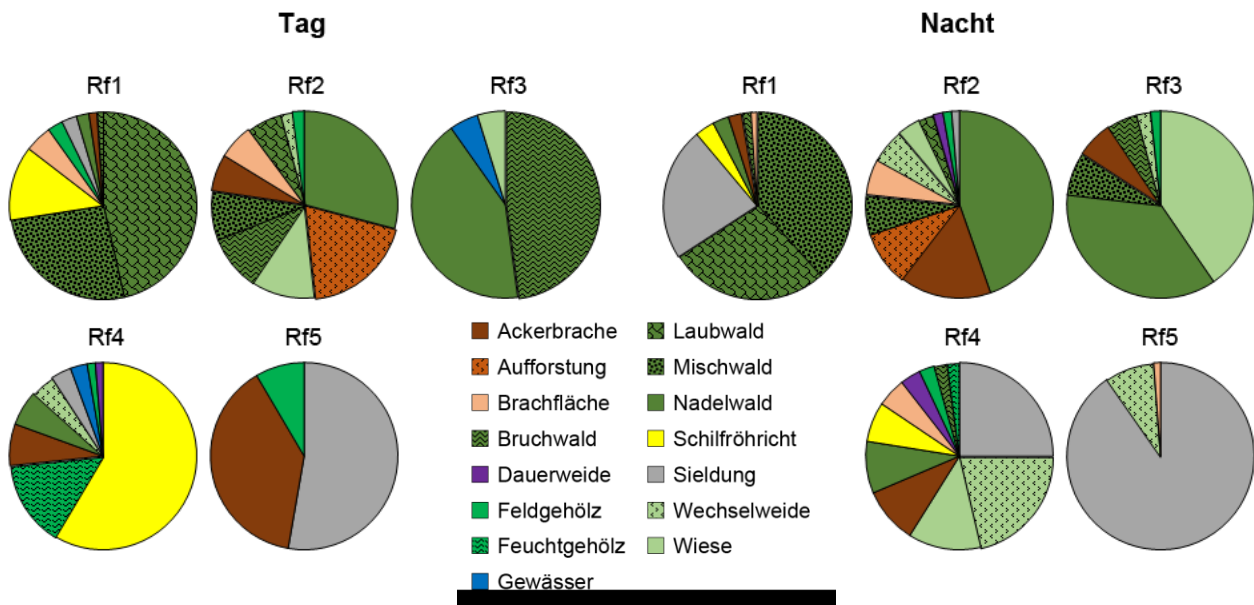


Abb. 67: Zusammensetzung der Kerngebiete (LoCoH_{50%}) von fünf Rotfüchsen bei Tag und bei Nacht

Besondere Tageseinstände

Bei den Rotfüchsen konnten insgesamt acht Baue als Tageseinstände identifiziert werden, wobei sich sechs Baue im Wald, einer auf einem offenen Feld und ein weiterer im Gehölz zwischen zwei Feldern befand. Ein Rotfuchs (Rf5) unterhielt seinen Tageseinstand im verwilderten Gestrüpp eines Hintergartens sowie zeitweise in der Strohmiete eines Bauernhofs (Abb. 68 G / 68 H). Der gleiche Fuchs konnte zudem häufiger in einem meist trocken gelegten Wasserrohr in einem Entwässerungskanal geortet werden (Abb. 68 E).



Abb. 68: Tageseinstände der Rotfüchse: **A, B** und **D:** Fuchsbau im Wald, **C** und **F:** Fuchsbau auf einem offenen Feld, **E:** Tageseinstand in einem Wasserrohr, **G** und **H:** Tageseinstand in einer Scheune

Abgesehen von den Tageseinständen direkt im Schilf bevorzugten die Waschbären als Schlafplatz regelmäßig größere Bäume an den Gewässerufeln. Insgesamt wurden zwölf Schlafbäume identifiziert, wobei es sich beim Großteil ($n=8$) um stehende Silberweiden (*Salix alba*) handelte. Bei einer neunten Silberweide handelte es sich um einen wieder ausgetriebenen Baumstumpfen (Abb. 69 F). Außerdem konnten auch zwei tote, stehende Pappeln (*Populus tremula*) sowie eine Sommer-Linde (*Tilia platyphyllos*) als Tagesversteck identifiziert werden (Abb. 69 G). Zehn Bäume befanden sich jeweils in oder in unmittelbarer Nähe zu den Schilfgürteln, in geringer Distanz zum Wasser ($Z=55,2$ m; $Max=91,7$ m; $Min=3,2$ m). Die zwei übrigen Schlafbäume standen jeweils am Rand der Siedlung Lünow (109 m vom Gewässer entfernt) und auf einer Wechselweide (107,5 m vom Gewässer entfernt). Durch die Stürme Xavier und Herwart am 05.10.2017 und 29.10.2017 wurden neben zahlreichen anderen Bäumen an den Gewässerufeln des UG auch eine der von den Waschbären genutzten Silberweiden sowie die bewohnte Sommer-Linde entwurzelt. Als Sonderfall konnte der Waschbär WB1 außerdem im Winter 2015 häufiger unter der Abdeckplane eines Segelbootes in einer offenen Garage einer im Winter weitgehend verlassenen Feriensiedlung geortet werden (Abb. 69 H).



Abb. 69: Tageseinstände der Waschbären: **A bis G:** Von den Waschbären als Tageseinstand genutzte Bäume, **F:** Tagesversteck in einer Garage

Saisonale Habitatnutzung

Die Habitatpräferenzen der einzelnen Waschbären veränderten sich im Jahresverlauf nur sehr geringfügig, wobei die Präferenz für Gewässerstandorte das ganze Jahr über auf einem hohen Niveau blieb und nur zwischen $\epsilon = 0,83$ im Dezember und $\epsilon = 0,48$ im April schwankte. Offenland- und Waldflächen hingegen wurden das ganze Jahr über deutlich gemieden. Die Präferenz für Offenlandflächen schwankte dabei zwischen $\epsilon = -0,56$ im März und $\epsilon = -0,89$ im November, während Waldflächen im August noch am meisten präferiert ($\epsilon = -0,71$) und sowohl von Dezember bis Januar als auch im Juli am stärksten gemieden wurden. Die Präferenz von Siedlungen schwankte im Jahresverlauf um $\epsilon = 0$ und erreichte den Höchstwert von $\epsilon = 0,30$ im Juni und den Tiefstwert im Januar ($\epsilon = -0,59$). Während der Balz- und Brutzeit sank die Präferenz von Offenlandflächen deutlich, um erst wieder gegen Ende der Brutzeit leicht zu steigen (Abb. 70).

Auffälliger war bei den Waschbären die zwischen Sommer und Spätwinter deutlich wechselnde Habitatstruktur innerhalb der Schilfgürtel. Während sich die Tiere im Juni noch durchschnittlich (Median) zu 85,4 % im reinen Schilfröhricht aufhielten und nur zu $Z = 14,6$ % die Gehölzstrukturen im Schilf aufsuchten, war die Verteilung der GPS-Positionen zwischen Schilfröhricht und Gehölzen im Februar, kurz vor Beginn der Brutzeit, beinahe gleich ($Z = 50,6$ % Schilfröhricht / $Z = 49,4$ % Gehölze) (Abb. 71). Sowohl unter Berücksichtigung aller Waschbären als auch nur unter Berücksichtigung der vier fast ganzjährig besenderten Waschbären war dieser Unterschied signifikant (gepaarter Wilcoxon-Test: $V = 0$; $p = 0,016$).

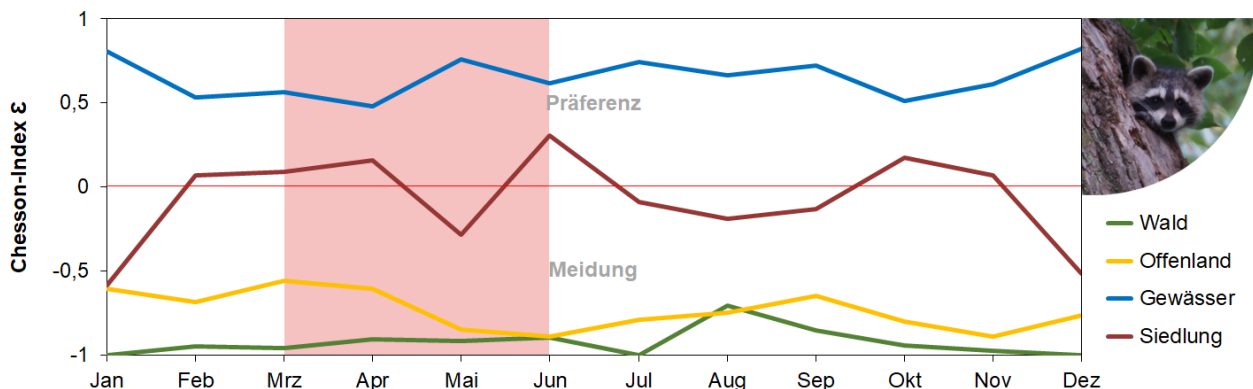


Abb. 70: Chesson-Indices von neun Waschbären im Jahresverlauf (Indizes als Median von neun Waschbären)

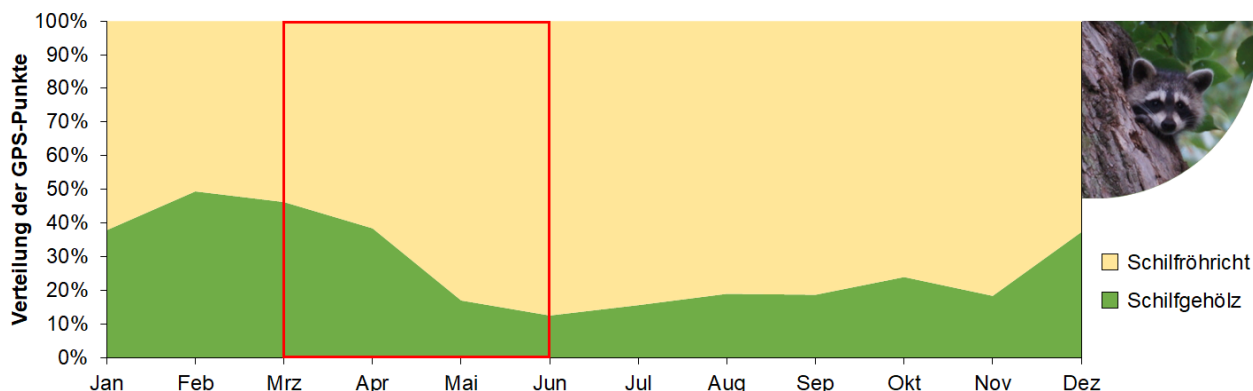


Abb. 71: Verteilung der GPS-Positionen von vier ganzjährig besenderten Waschbären auf die Mikro-Habitattypen Schilfröhricht und Feuchtgehölz im Jahresverlauf (Werte als Median der einzelnen Anteile).

Im Vergleich zu den Waschbären änderten sich die Habitatpräferenzen der Rotfüchse deutlich im Jahresverlauf (Abb. 72). Auffällig war dabei vor allem eine sehr hohe Präferenz von Gewässerstandorten in den Monaten August bis Oktober (Max: $\epsilon = 0,8$), die im November deutlich abfiel ($\epsilon = -0,16$) und während der Brutzeit von April bis Juni ihren Tiefpunkt erreichte (Min: $\epsilon = -0,57$). Diese Präferenz für Gewässer im Herbst ist dabei ausschließlich auf den Rotfuchs Rf2 zurückzuführen, welcher in dieser Zeit des Jahres eine hohe Präferenz für Bruchwälder zeigte (Abb. 73). Waldflächen hingegen wurden in der gesamten zweiten Jahreshälfte, vor allem aber von Juli bis Oktober (Min: $\epsilon = -0,83$), deutlich gemieden, während den Füchsen in der ersten Jahreshälfte eine moderate Präferenz von Waldflächen, mit einem Höhepunkt in den Monaten März und April (Max: $\epsilon = 0,49$), nachgewiesen werden konnte. Auch hier ist die Meidung von Waldflächen im Herbst ausschließlich auf den Rotfuchs Rf2 zurückzuführen. Offenlandflächen hingegen wurden das ganze Jahr über mal mehr, mal weniger deutlich gemieden ($\epsilon = 0,0$ bis $-0,59$), wobei die höchste Präferenz im Juni vorlag. Die Präferenz von Siedlungen wiederum schwankte wie bei den Waschbären im Jahresverlauf um $\epsilon = 0$ und erreichte einen Höchstwert von $\epsilon = 0,38$ im November und einen Tiefstwert im Oktober ($\epsilon = -0,59$). Mit Ausnahme des Novembers lässt sich somit eine leichte Präferenz von Siedlungen im Frühjahr und Frühsommer erkennen. Die Brutzeit charakterisiert sich bei den Rotfüchsen somit durch eine überwiegende Präferenz von Waldflächen und – in geringerem Maße – von Siedlungsräumen, während die für Bodenbrüter wichtigen Habitattypen Offenland und Gewässer weitgehend gemieden wurden (Abb. 72).

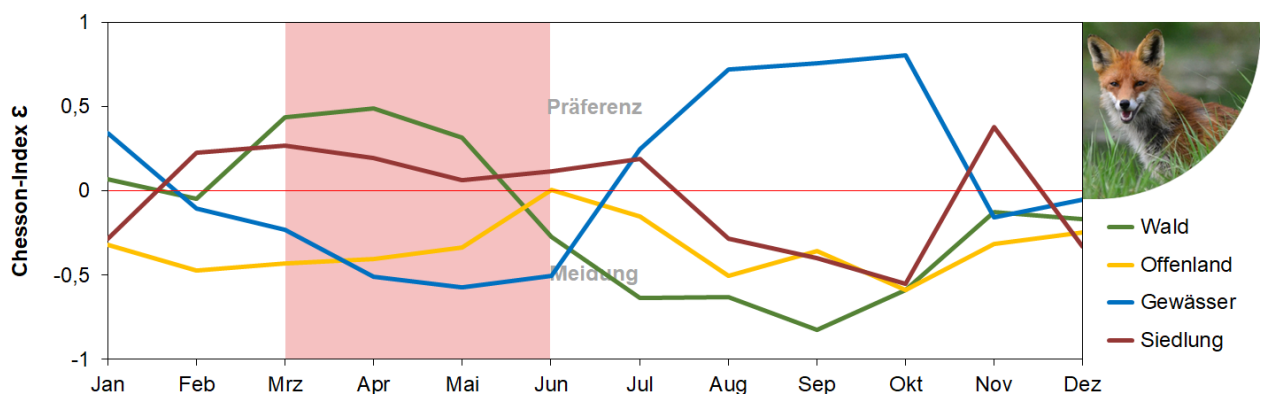


Abb. 72: Chesson-Indices von fünf Rotfüchsen im Jahresverlauf (Indizes als Median von fünf Rotfüchsen)

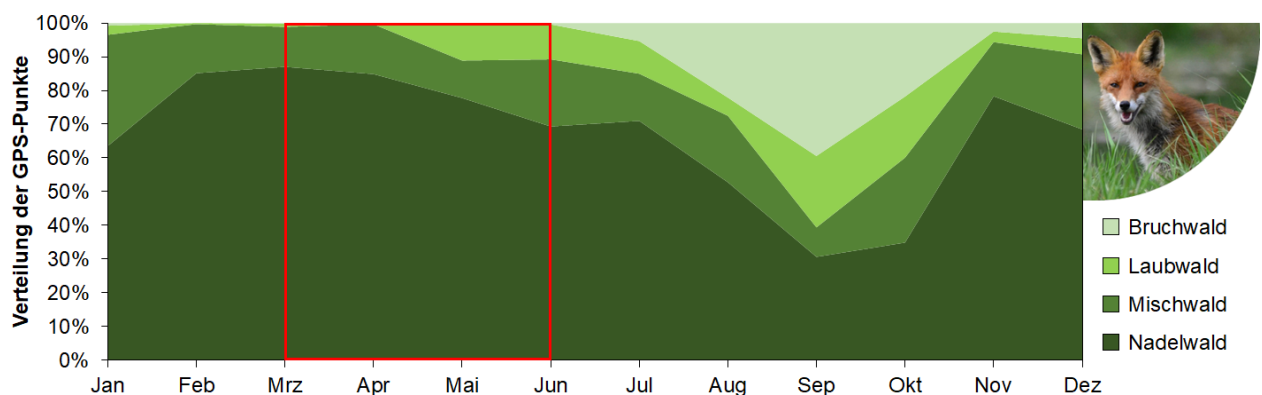


Abb. 73: Verteilung der GPS-Positionen eines ganzjährig besenderten Rotfuchses (Rf2) auf verschiedene Waldhabitate im Jahresverlauf

3.5. Erfassung der Bodenbrüter

3.5.1. Kamerafallen

Insgesamt konnten neun Bodenbrüterarten mit Hilfe der Wildkameras nachgewiesen werden, wobei die meisten Arten in jeweils nur einem Habitattyp beobachtet werden konnten. Lediglich der Jagdfasan (*Phasianus colchicus*) konnte sowohl im Offenland als auch am Gewässer und das Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) sogar in allen drei Habitaten nachgewiesen werden. Drei Arten wurden dabei nur einmalig und ausschließlich am Gewässer beobachtet. Dazu gehören Blässralle (*Fulica atra*), Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) mit einem RAI von jeweils 0,07. Ebenfalls geringe Vorkommen wurden für Neuntöter (*Lanius collurio*) und Goldammer (*Emberiza citrinella*) im Offenland (RAI: 0,19), gefolgt von Rotkehlchen und Teichralle (*Gallinula chloropus*) am Gewässer (RAI: 0,4) erfasst. Die deutlich am häufigsten fotografierten Bodenbrüterarten waren Jagdfasan (RAI: 1,0 am Gewässer; 1,36 im Offenland) und Stockente (*Anas platyrhynchos* – RAI: 2,0), die ebenfalls nur am Gewässer vorkam (Abb. 74). Neben diesen Bodenbrütern konnten 19 weitere Vogelarten beobachtet werden. Die Aufnahmezeiten dieser Arten sind dem Anhang (S. 198) zu entnehmen.

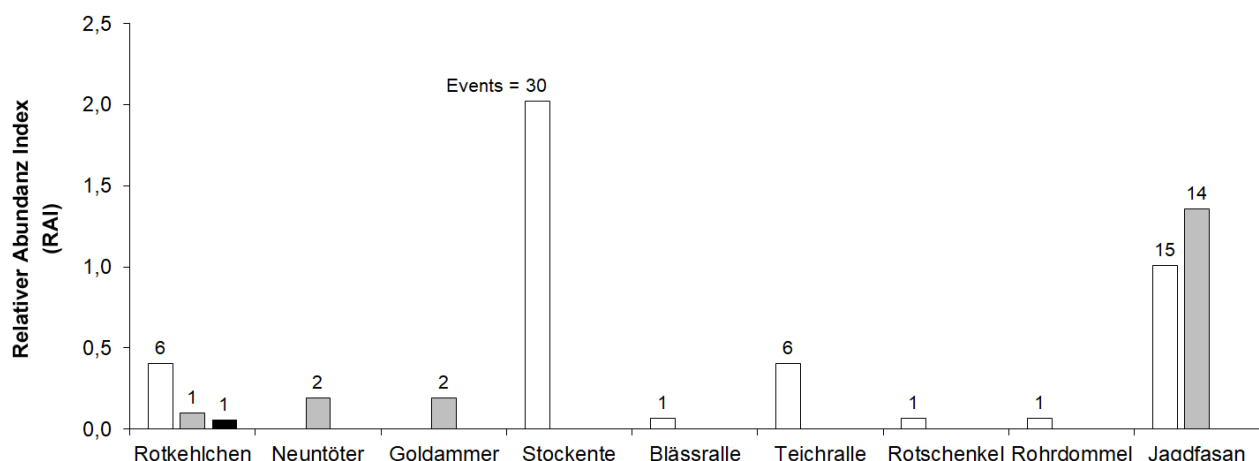


Abb. 74: Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Bodenbrüterarten in verschiedenen Habitaten an und abseits der Lebendfallen (**Bilder gesamt:** 269; **Events:** 80; **Kamerafallennächte:** $n_{\text{Gewässer}} = 1.485$; $n_{\text{Offenland}} = 1.031$; $n_{\text{Wald}} = 1.858$)



Abb. 75: Von Wildkameras erfasste Bodenbrüter: **A:** Neuntöter (*Lanius collurio*); **B:** Rohrdommel (*Botaurus stellaris*)

3.5.2. Vogelkartierung

Die beiden Transekte, die für die Vogelkartierung ausgewählt worden waren, wurden im Zeitraum vom 12.03.2017 bis 24.06.2017 insgesamt 17-mal begangen. Aufgrund der relativ schlechten Wetterlage, mit zum Teil starken Winden im Mai und Juni 2017, mussten die Kartierungen in dieser Zeit häufiger um bis zu drei Tage verschoben oder teilweise sogar ganz ausgesetzt werden. Dies betraf vor allem die Befahrung des zweiten Transekts mit dem Kanu, da die starken Winde zu einem hohen Wellengang führten und eine Kartierung unmöglich machten. Dementsprechend wurde der zweite Transekt insgesamt nur siebenmal befahren. Die Akkumulationskurve der beobachteten Vogelarten mit zunehmender Anzahl an Kartierdurchgängen beschreibt jedoch für beide Transekte eine beschränkte Wachstumskurve (Abb. 76), wobei im ersten Transekt bereits nach sieben und beim zweiten Transekt nach fünf Durchgängen keine neuen Arten mehr beobachtet werden konnten. Somit ist davon auszugehen, dass die Anzahl der Kartierdurchgänge bei beiden Transekten für die Erfassung der Artendiversität für diese Jahreszeit repräsentativ ist.

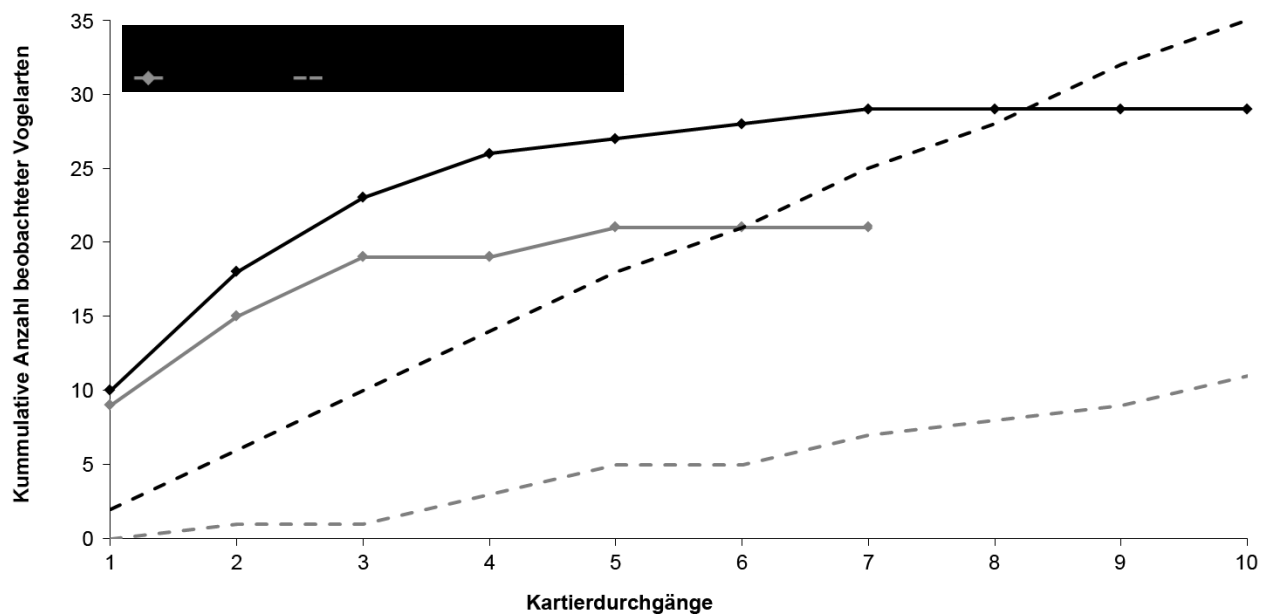


Abb. 76: Akkumulationskurve der beobachteten Vogelarten und der Anzahl an MacKinnon-Listen

Insgesamt konnten entlang der beiden Transekte 1.796 Vögel aus 31 Bodenbrüterarten kartiert werden, wobei Wasservögel oder gewässerassoziierte Vögel feuchter Gebiete signifikant (Biominal-Test: $p < 0,001$) häufiger beobachtet werden konnten (65,45 % aller Beobachtungen; $n = 1.348$) als Wiesenvögel. Im Schnitt wurden 5,0 Wasservögel und 1,67 Wiesenvögel pro Hektar beobachtet. Rund die Hälfte (15 Arten) der kartierten Vogelarten sind in Brandenburg entweder gefährdet oder auf der Vorwarnliste (Tab. 11). Zu den bedrohtesten nachgewiesenen Bodenbrütern zählen Rotschenkel (*Tringa totanus*), Krickente (*Anas crecca*) und Pfeifente (*Anas penelope*), wobei Letztere in der Roten Liste der Brutvögel Brandenburgs im Jahr 2008 sogar als ausgestorben galt (Ryslavy und Mädlow 2008). Die Abundanz der einzelnen Vogelarten wurde in 35 (Transekt 1) bzw. 11 (Transekt 2) MacKinnon-Listen festgehalten. Die dabei am häufigsten kartierten Vogelarten waren Graugans (*Anser anser* – MacKinnon: 45), Feldlerche (*Alauda arvensis* – 40) und Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus* – 29), wobei sich die Reihenfolge in beiden Transekten unterschied. Jeweils nur einmalig konnten Rotschenkel, Pfeifente und Knäkente (*Anas querquedula*) beobachtet werden.

Tab. 11: Auflistung der kartierten Bodenbrüterarten. Gewässerassoziierte Vogelarten sind grau unterlegt.

Vogelart	Lateinischer Name	Sichtungen	MacKinnon Listen			Rote Liste (D / BB)
			Tr. 1	Tr. 2	Gesamt	
Graugans	<i>Anser anser</i>	598	33	12	45	.
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	290	32	8	40	3
Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	240	17	12	29	V
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	45	21	6	27	.
Bläsralle	<i>Fulica atra</i>	83	20	5	25	.
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	47	20	4	24	.
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	43	14	5	19	.
Jagdfasan	<i>Phasianus colchicus</i>	24	13	4	17	-
Rohrschwirl	<i>Locustella luscinioides</i>	23	12	3	15	.
Kranich	<i>Grus grus</i>	52	11	2	13	.
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	16	10	3	13	./ 3
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	19	11	0	11	.
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	45	6	5	11	.
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	17	7	4	11	./ V
Rohrdommel	<i>Botaurus stellaris</i>	10	8	2	10	2 / 3
Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	140	9	1	10	3 / 2
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	18	9	0	9	2
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	24	5	2	7	./ V
Schnatterente	<i>Mareca strepera</i>	11	6	0	6	.
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	11	0	6	6	.
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	6	6	0	6	.
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	5	2	2	4	.
Krickente	<i>Anas crecca</i>	5	3	0	3	3 / 1
Wiesenschafstelze	<i>Motacilla flava</i>	3	3	0	3	./ V
Teichralle	<i>Gallinula chloropus</i>	2	1	1	2	V / .
Flussseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	3	0	2	2	2 / 3
Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	4	2	0	2	./ V
Kolbenente	<i>Netta rufina</i>	7	1	1	2	.
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	1	1	0	1	V / 1
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	2	1	0	1	R / 0
Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	2	1	0	1	2 / 3

Legende

- | | |
|--|------------------------------------|
| 0 Ausgestorben oder verschollen | R Extrem selten |
| 1 Vom Aussterben bedroht | V Vorwarnliste |
| 2 Stark gefährdet | * Nicht gefährdet |
| 3 Gefährdet | - Nicht bewertet (Neobiota) |

3.6. Räumliche Überschneidungen zwischen Raubsäugern und Bodenbrütern

Ein räumlicher Vergleich der Aktionsraumzentren beider Raubsäugerarten und der Verteilung der einzelnen Vogelbeobachtungen brachte deutliche interspezifische Unterschiede zwischen den Raubsäugerarten hervor: die Aktionsraumzentren (AZ, A-LoCoH_{30%}) des Rotfuchses Rf4 überlappten im Schnitt mit 4,02 Bodenbrütersichtungen pro ha (n= 16), wobei sich die Kerngebiete signifikant (Binominaltest: $p < 0,001$) häufiger mit Sichtungen von Wiesenvögeln (3,77 Sichtungen / ha) überschnitten als mit Sichtungen von Wasservögeln (0,25 Sichtungen / ha). So überlappten die Kerngebiete von Rf4 mit 3,3 % aller kartierten Wiesenvögel, aber mit nur 0,1 % aller beobachteten Wasservögel. Berechnet man die AZ mit dem wesentlich größeren A-LoCoH_{50%}, so ergibt sich eine Abundanz von 8,30 Bodenbrütersichtungen pro ha (n= 110), wobei auf einen Hektar im Schnitt 5,06 Wasservögel und 3,25 Wiesenvögel fallen. Auch diese Verteilung ist signifikant ungleich (Binominaltest: $p = 0,028$). Das A-LoCoH_{50%} von Rf4 überschneidet sich dabei mit 9,6 % aller Sichtungen von Wiesenvögeln und mit 5,0 % aller kartierten Wasservögel (Abb. 80 / 81 / 82).

In den Kerngebieten der Waschbären hingegen wurden mit 15,61 (n= 314) (A-LoCoH_{30%}) und 15,35 (n= 536) (A-LoCoH_{50%}) Sichtungen pro ha deutlich mehr Bodenbrüter kartiert, wobei der Anteil an Wiesenvögeln in beiden Fällen signifikant geringer (Binominaltest: $p < 0,001$) war als der Anteil an Wasservögeln. Für Wiesenvögel ergaben sich Abundanzen von 0,99 (A-LoCoH_{30%}) und 1,03 (A-LoCoH_{50%}) Sichtungen pro ha und bei Wasservögel von 14,61 (A-LoCoH_{30%}) und 14,32 (A-LoCoH_{50%}) Sichtungen pro ha. Dabei überlappte das A-LoCoH_{30%} mit 21,5 % aller kartierten Wasservögel und mit nur 4,5 % aller Wiesenvögel, während sich das A-LoCoH_{50%} mit 36,0 % aller Wasservogelsichtungen und 7,8 % aller kartierten Wiesenvögeln überschneidet.

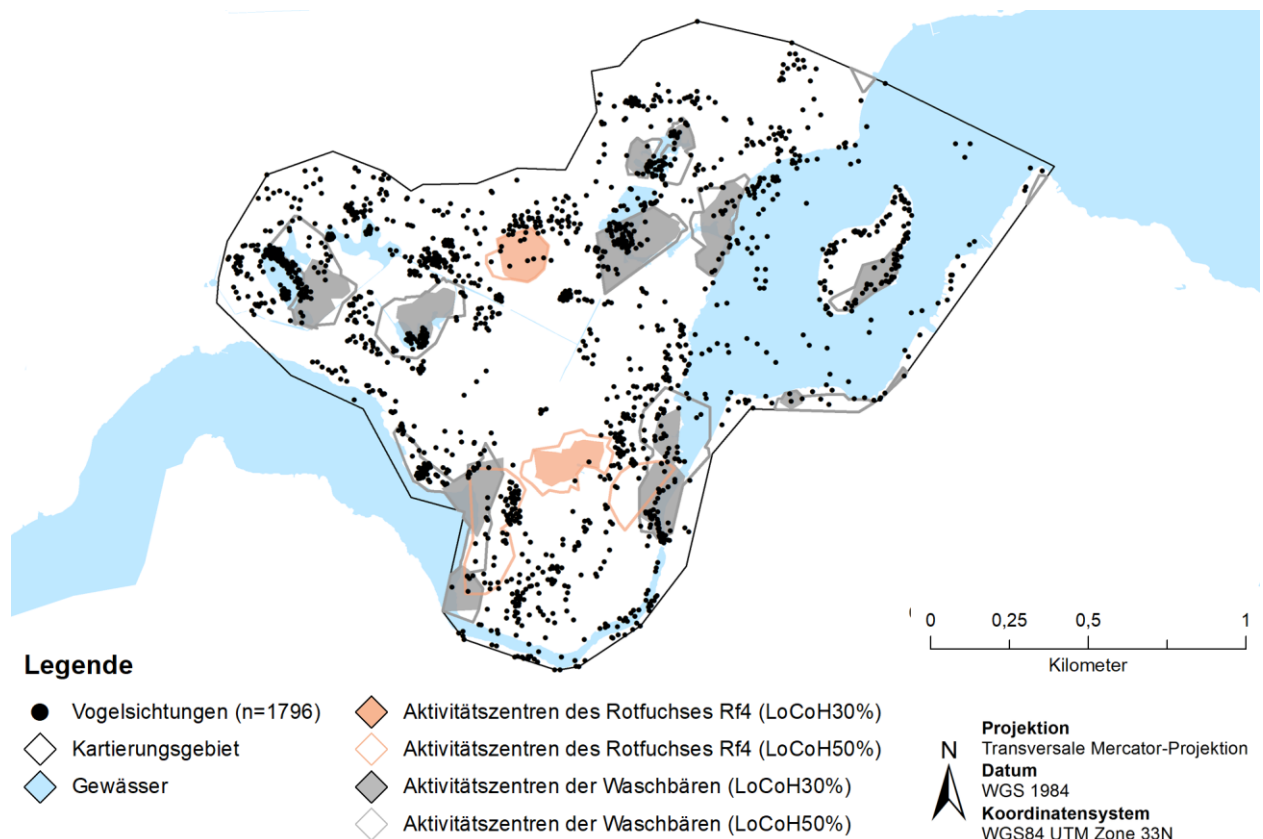


Abb. 77: Lage der Bodenbrütersichtungen und Überlappung mit Aktionsraumzentren (A-LoCoH) von einem Rotfuchs und sieben Waschbären während der Hauptbalz- und Brutzeit von 01.03. bis 30.06

Die Verteilung der Vogelsichtungen auf die Kerngebiete (A-LoCoH_{30%}) fiel bei den einzelnen Waschbären sehr ungleich aus und variierte zwischen den einzelnen Individuen von 9,65 (Wb7) bis 24,53 (Wb6) Sichtungen pro ha. Dies ist vor allem auf die ungleiche Verteilung der Wasservögel (Min= 6,44 / ha; Max= 17,63 / ha) zwischen den einzelnen Kerngebieten zurückzuführen. Wiesenvogel-Sichtungen hingegen waren relativ gleichverteilt auf die individuellen Kerngebiete (Max: 3,22 / ha; Min: 0,00 / ha) (Abb. 78). Berechnet man die Aktionsraumzentren der Raubsäuger mit dem A-LoCoH_{50%}, so fallen die Abundanzen der Bodenbrüter in den Kerngebieten der einzelnen Raubsäuger etwas geringer aus und liegen zwischen 8,93 (Wb7) und 19,63 (Wb1) Sichtungen pro ha, wobei auch hier die Abundanzen von Wasservögeln (7,62 / ha bis 19,34 / ha) deutlich höher sind als die der Wiesenvögel (0,0 / ha bis 1,86 / ha) (Abb. 78).

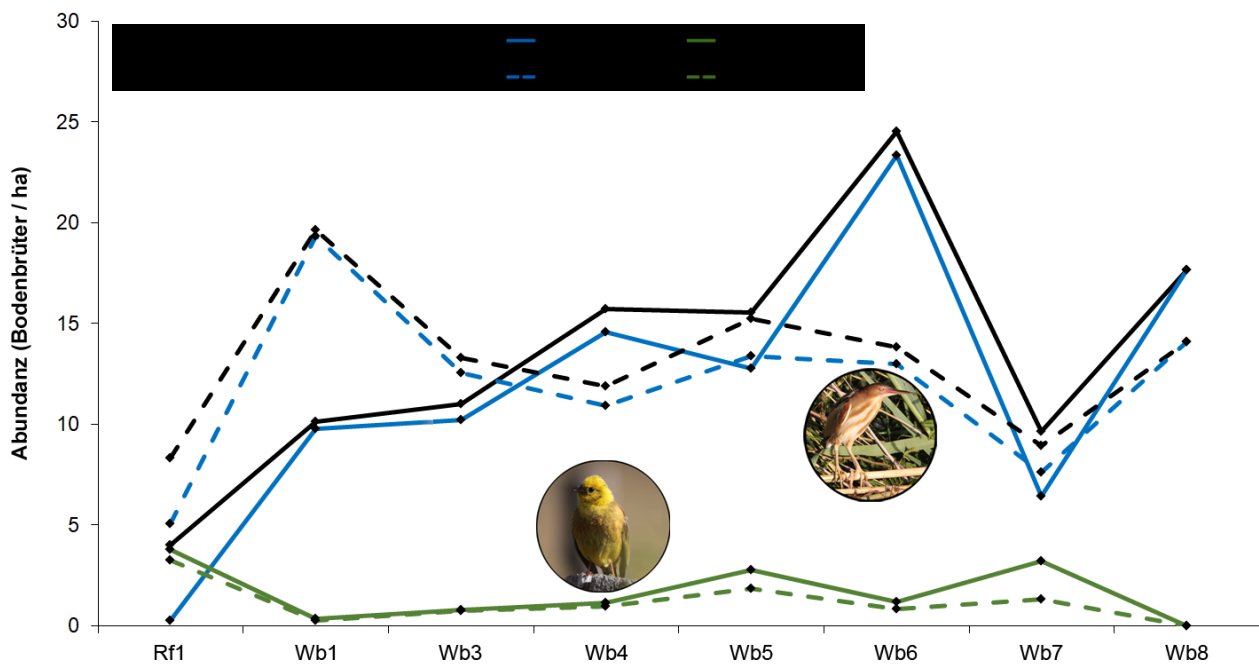


Abb. 78: Abundanz von Vogelsichtungen in den individuellen Aktionsraumzentren (A-LoCoH_{30%} und A-LoCoH_{50%}) eines Rotfuchses (Rf) und sieben Waschbären (Wb), unterteilt in Wasservögel und Wiesenvögel (Fotos: Dr. Thomas Göttert)



Abb. 79: Der Rotfuchs Rf4 war tagsüber häufiger zusammen mit Graugänsen (*Anser anser*) auf einer Wiese am Streng zu sehen.

Überlappung mit den Bodenbrütern auf Artebene

Insgesamt konnten für 17 (A-LoCoh_{30%}) bzw. 18 (A-LoCoh_{50%}) verschiedene Vogelarten Überlappungen mit den Kerngebieten der Waschbären nachgewiesen werden. Die größte Überlappung mit dem A-LoCoh_{50%} zeigten die Vogelarten Rohrschwirl (*Locustella luscinioides* – 95,6 %), Schnatterente (*Mareca strepera* – 72,7 %) und Rohrdommel (*Botaurus stellaris* – 0,7 %), gefolgt von Schellente (*Bucephala clangula* – 63,2 %) und Höckerschwan (*Cygnus olor* – 61,7 %). Berechnet man die Aktionsraumzentren der Waschbären mit dem A-LoCoh_{30%}, so ergeben sich die höchsten Überlappungsraten bei Rohrschwirl (91,3 %), Rohrdommel (50 %) und Höckerschwan (48,9 %). Lediglich für die Vogelarten Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Lachmöwe (*Larus ridibundus*) konnte unter Verwendung beider Methoden keine Überlappung festgestellt werden (Abb. 81 und 82). Die höchsten relativen Abundanzen in den Aktionsraumzentren der Waschbären erreichten Graugans (4,53 Sichtungen / ha) und Drosselrohrsänger (3,28 Sichtungen / ha) (Abb. 80).

Die Aktionsraumzentren des Fuchses Rf4 überlappten im Vergleich zu den Kerngebieten der Waschbären mit deutlich weniger verschiedenen Vogelarten (A-LoCoh_{30%}: 3 Arten; A-LoCoh_{50%}: 9 Arten). Auf Artebene überschritten sich die Aktionsraumzentren des Rotfuchses Rf4 – wenn berechnet mit dem A-LoCoh_{50%} – am stärksten mit Sichtungen von Jagdfasan (*Phasianus colchicus* – 29,2 %), Rohrschwirl (21,7 %) und Rohrweihe (*Circus aeruginosus* – 18,8 %) (Abb. 81). Unter Verwendung des A-LoCoh_{30%} ergaben sich die höchsten Überlappungen bei Feldlerche (*Alauda arvensis* – 4,8 %) und Goldammer (*Emberiza citronella* – 2,2 %) sowie erneut beim Rohrschwirl (4,3 %) (Abb. 80). Somit überlappten lediglich die Sichtungen der im Offenland brütenden Feldlerche stärker mit den Aktionsraumzentren des Rotfuchses als mit den Kerngebieten der Waschbären. Die höchsten Abundanzen in den Aktionsraumzentren von Rf4 wurden für Feldlerche (2,89 Sichtungen / ha) und Graugans (1,74 Sichtungen / ha) nachgewiesen (Abb. 80).

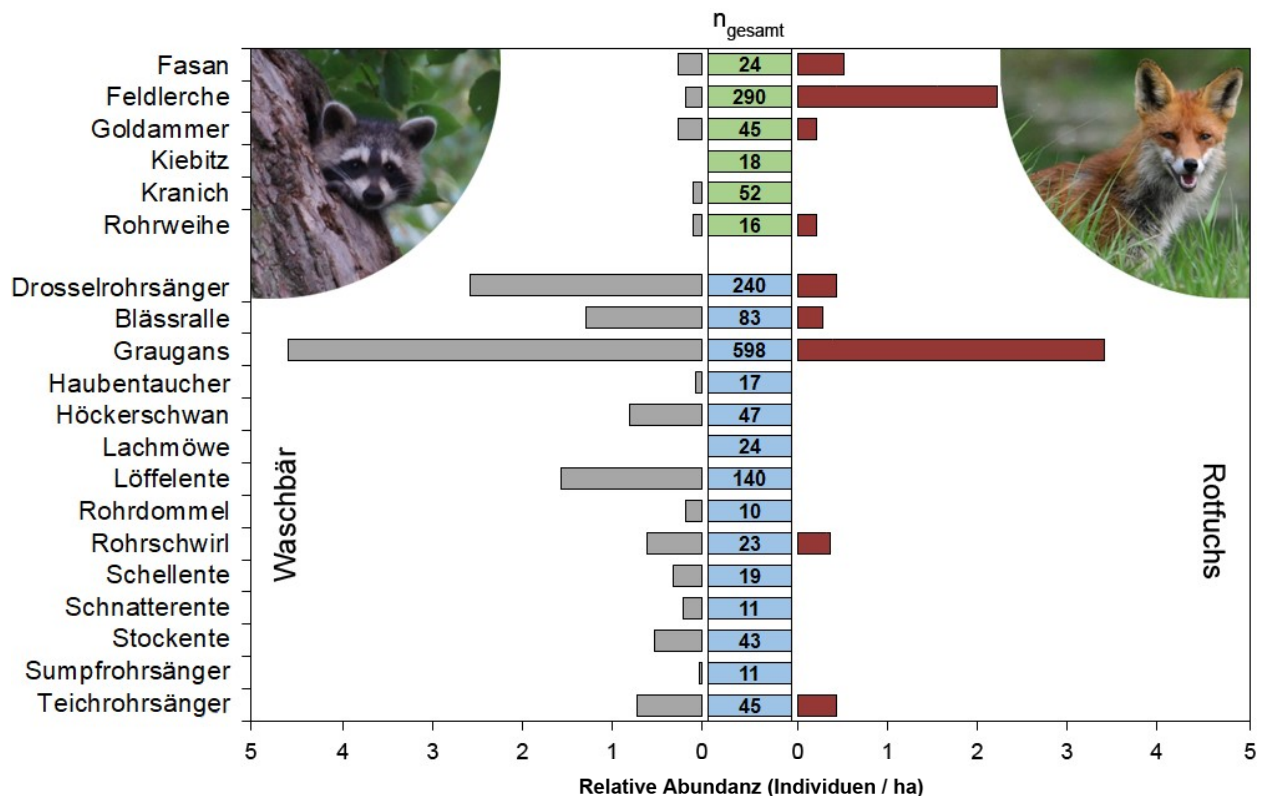


Abb. 80: Relative Abundanz von einzelnen Bodenbrüterarten in den Aktionsraumzentren (A-LoCoh_{50%}) der Waschbären (n= 7) und des Rotfuchses Rf4. Vogelarten, für die weniger als zehn Sichtungen verfügbar waren, wurden nicht berücksichtigt. **n_{gesamt}** bezieht sich auf die insgesamt kartierten Individuen einer Art.

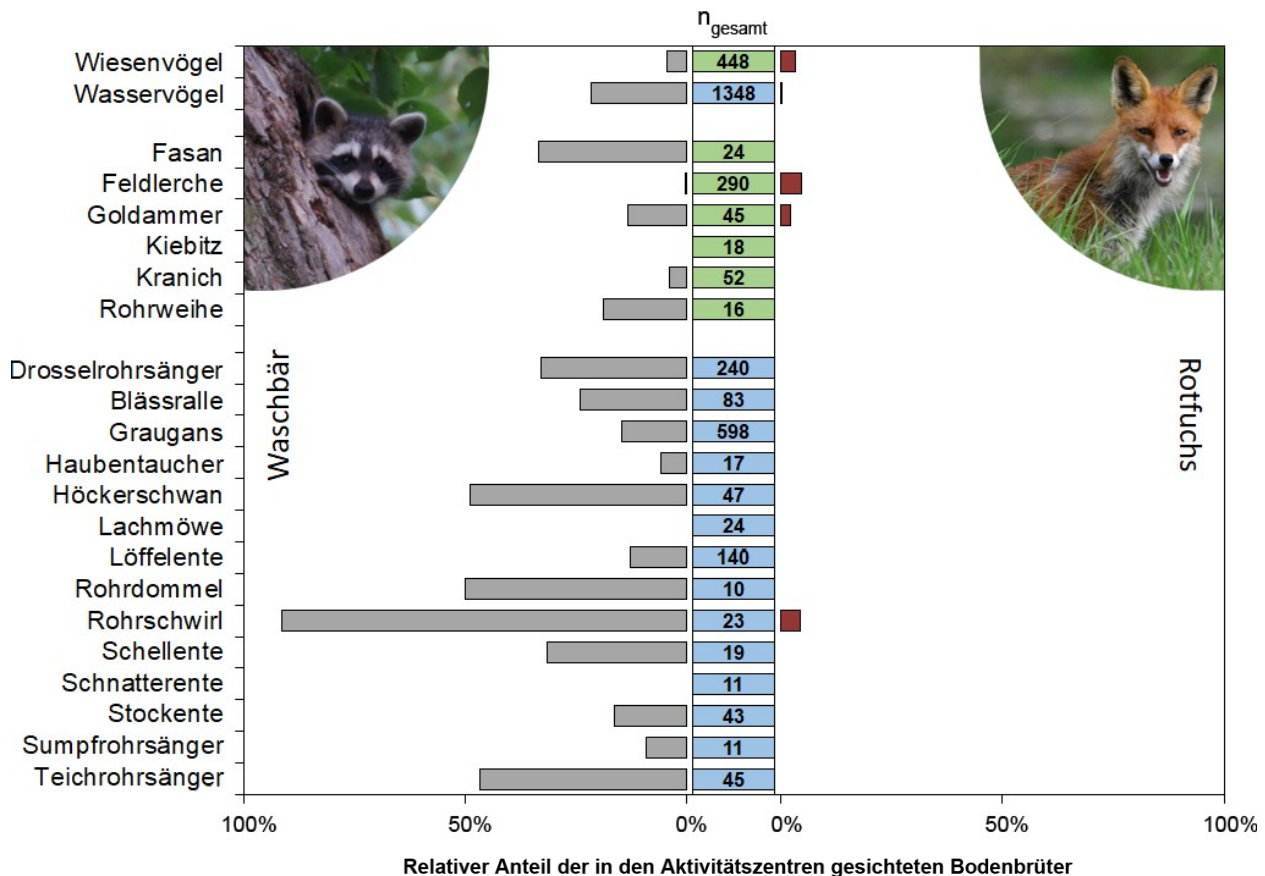


Abb. 81: Relative Anteile der mit den Aktionsraumzentren (A-LoCoH_{30%}) der besenderten Waschbären (n= 7) und des Rotfuchses Rf4 überlappenden Vogelsichtungen je Vogelart. n_{gesamt} bezieht sich auf die insgesamt kartierten Individuen einer Art.

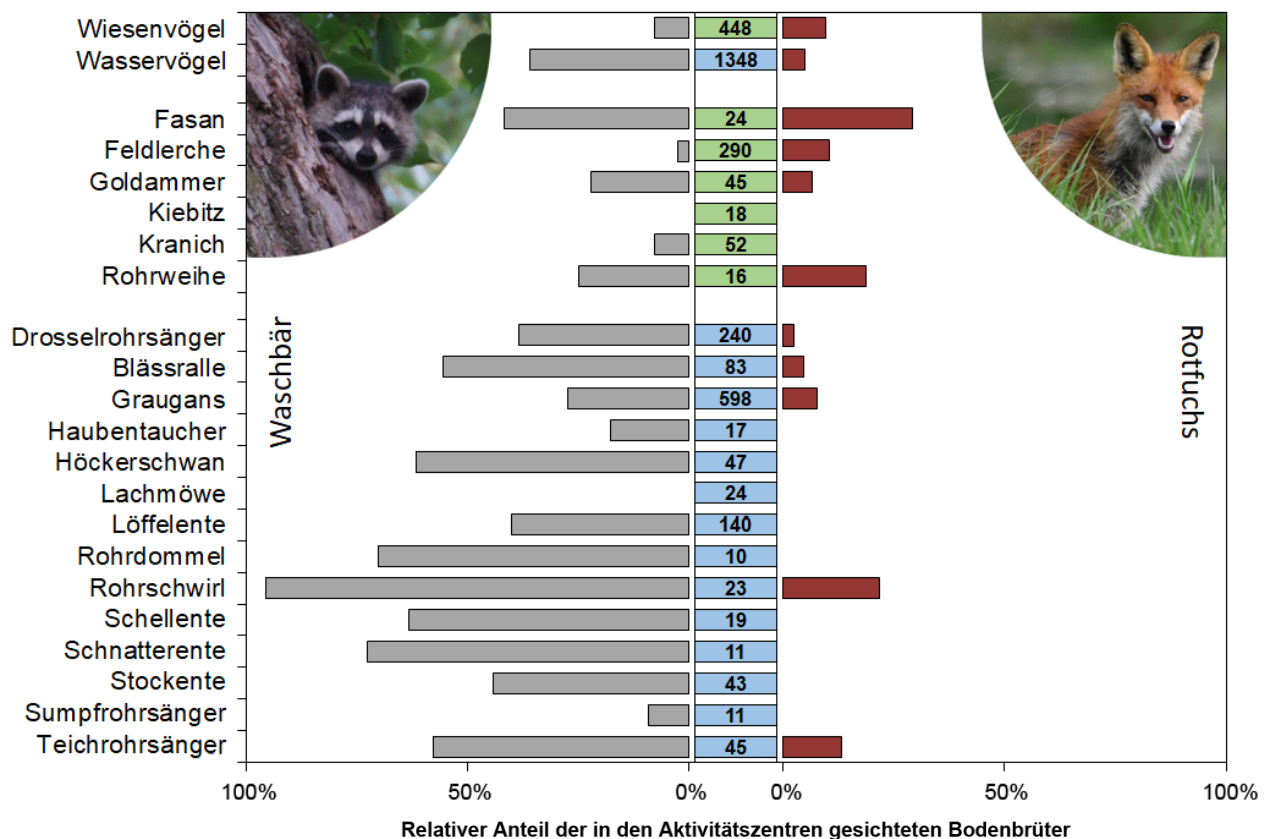


Abb. 82: Relative Anteile der mit den Aktionsraumzentren (A-LoCoH_{50%}) der besenderten Waschbären (n=7) und des Rotfuchses Rf4 überlappenden Vogelsichtungen je Vogelart. n_{gesamt} bezieht sich auf die insgesamt kartierten Individuen einer Art.

Ergebnisse des Kamerafallenmonitorings an den Schilfgürteln

Aufgrund der Wellenbewegungen, vor allem bei Unwetter, kam es beim Einsatz der Kamerafallen entlang der Schilfgürtel zu einer hohen Anzahl an Fehlauslösungen. Insgesamt entstand bei der Untersuchung eine Datenmenge von 198.680 Bildern, wobei auf nur 5 Prozent ($n = 10.095$) der Bilder Tiere zu sehen waren. Bei den restlichen Aufnahmen handelte es sich um Fehlauslösungen, bedingt durch Wellenbewegungen oder sich bewegendes Schilf. Aus diesem Grund kamen einzelne Kameras häufiger noch vor der wöchentlichen Kontrolle an ihr Speicherlimit, so dass die Kamerafallentage an den einzelnen Standorten zwischen $n = 354$ (Standort B) und $n = 273$ (Standort D) schwankten. Insgesamt wurden an den vier Standorten am Schilfgürtel acht verschiedene Bodenbrüterarten nachgewiesen. Am häufigsten zu beobachten waren Graugans (*Anser anser*; RAI: 111,8 – 231,9) sowie verschiedene Vertreter der Anatinae (RAI: 50,4 – 152,6), wobei vor allem Stockente (*Anas platyrhynchos*) und Schnatterente (*Mareca strepera*) häufig identifiziert werden konnten. Deutlich seltener wurden Bläsralle (*Fulica atra* – RAI: 8,9 – 25,09), Höckerschwan (*Cygnus olor* – RAI: 1,8 – 4,3), Haubentaucher (*Podiceps cristatus*; RAI: 0,7 – 17,6) und Kormoran (*Phalacrocorax carbo* – RAI: 0,3 – 2,9) beobachtet und in nur wenigen Fällen wurden Rohrsänger (*Acrocephalus spec.* – RAI: 0 – 0,7) und Lachmöwe (*Larus ridibundus* – RAI: 0 – 0,3) fotografiert (Abb. 83).

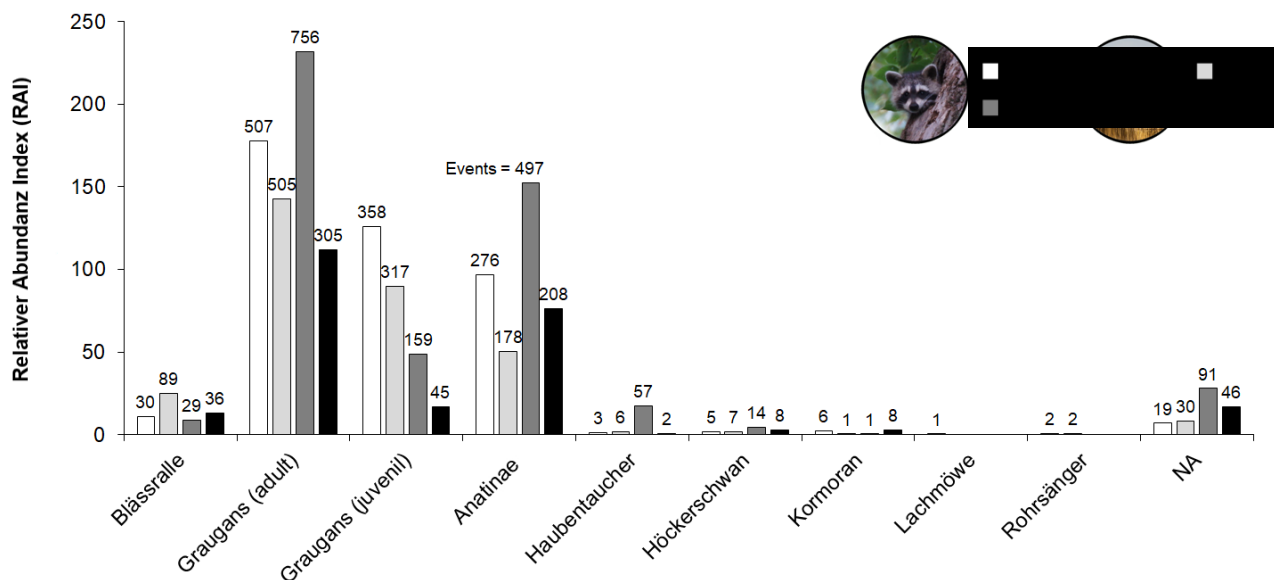


Abb. 83: Relativer Abundanz Index (RAI) für alle fotografierten Bodenbrüter an Standorten im Schilfgürtel mit erhöhter Waschbäraktivität (Standort A und C) und Standorten mit geringer Waschbäraktivität (Standort B und D). (Bilder gesamt: 9.610; Events: 4.832; Kamerafallennächte: $n_A = 285$; $n_B = 354$; $n_C = 326$; $n_D = 273$). Die Kategorie NA bezieht sich auf Bodenbrüter, die nicht genau zugeordnet werden konnten.

Unter den nicht am Boden brütenden Vogelarten dominierten Graureiher (*Ardea cinerea* – RAI: 1,1 – 9,5) und Nebelkrähe (*Corvus corone* – RAI: 0 – 13,2). Zudem konnten vereinzelt auch Fischadler, Mäusebussard sowie schwimmende Biber, Wildschweine, Waschbären und Rehe beobachtet werden.

Die häufigsten Nachweise von Bodenbrütern wurden an der südöstlichen Seite der Bühnenwerder Möweninsel (Standort A – RAI: 422) und an Standort C (RAI: 541,7) gemacht, also an beiden Standorten, an denen auch die Aktionsraumzentren der Waschbären lagen (Abb. 84 und 85). Die geringste Erfassungsrate an Bodenbrütern wurde hingegen auf der Nordwestseite der Möweninsel beobachtet (Standort D – RAI: 257). Die jeweils von den einzelnen Kameras abgeleiteten Erfassungsraten waren dabei auf der Nordwestseite der Insel hochsignifikant kleiner (ungepaarter Wilcoxon-Test: $W = 0$; $p = 0,008$) als auf der Südostseite. Auch die Erfassungsraten der Jungvögel erwiesen sich am höchsten auf der Südostseite der Insel, wobei die von den einzelnen Kameras abgeleiteten Erfassungsraten auch hier signifikant höher waren als auf der Nordwestseite (ungepaarter Wilcoxon-Test: $W = 2$; $p = 0,032$). Die Erfassungsraten der Jungvögel unterschieden sich zudem auch signifikant zwischen den Standorten D und B (ungepaarter Wilcoxon-Test: $W = 2$; $p = 0,008$) sowie zwischen D und A (ungepaarter Wilcoxon-Test: $W = 22,5$; $p = 0,047$) (Abb. 84 und 85). Zwischen den übrigen Standorten konnten keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden.

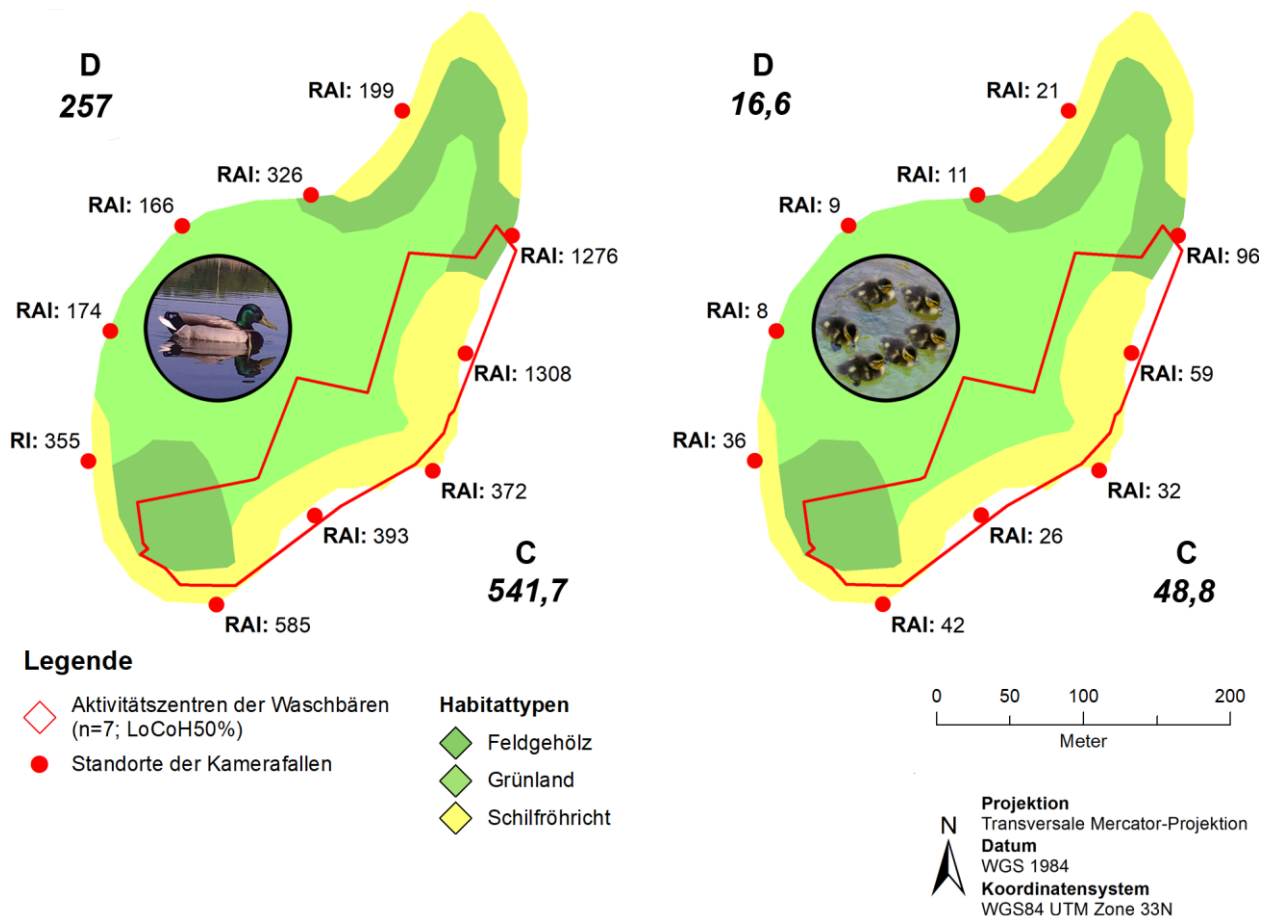


Abb. 84: Relative Abundanz Indizes aller auf der Südost- (Standort C) und Nordwestseite (Standort D) der Insel Bühnenwerder fotografierten Bodenbrüter (**links**) sowie der juvenilen Bodenbrüter (**rechts**) im Vergleich zu den Kerngebieten der Waschbären. (**Bilder gesamt:** 5.900; **Events:** 2.468; **Kamerafallennächte:** $n_D = 273$; $n_C = 326$). Die Werte direkt unter den Buchstaben der Standorte geben den Gesamt-RAI für alle fünf Kameras des jeweiligen Standorts an.

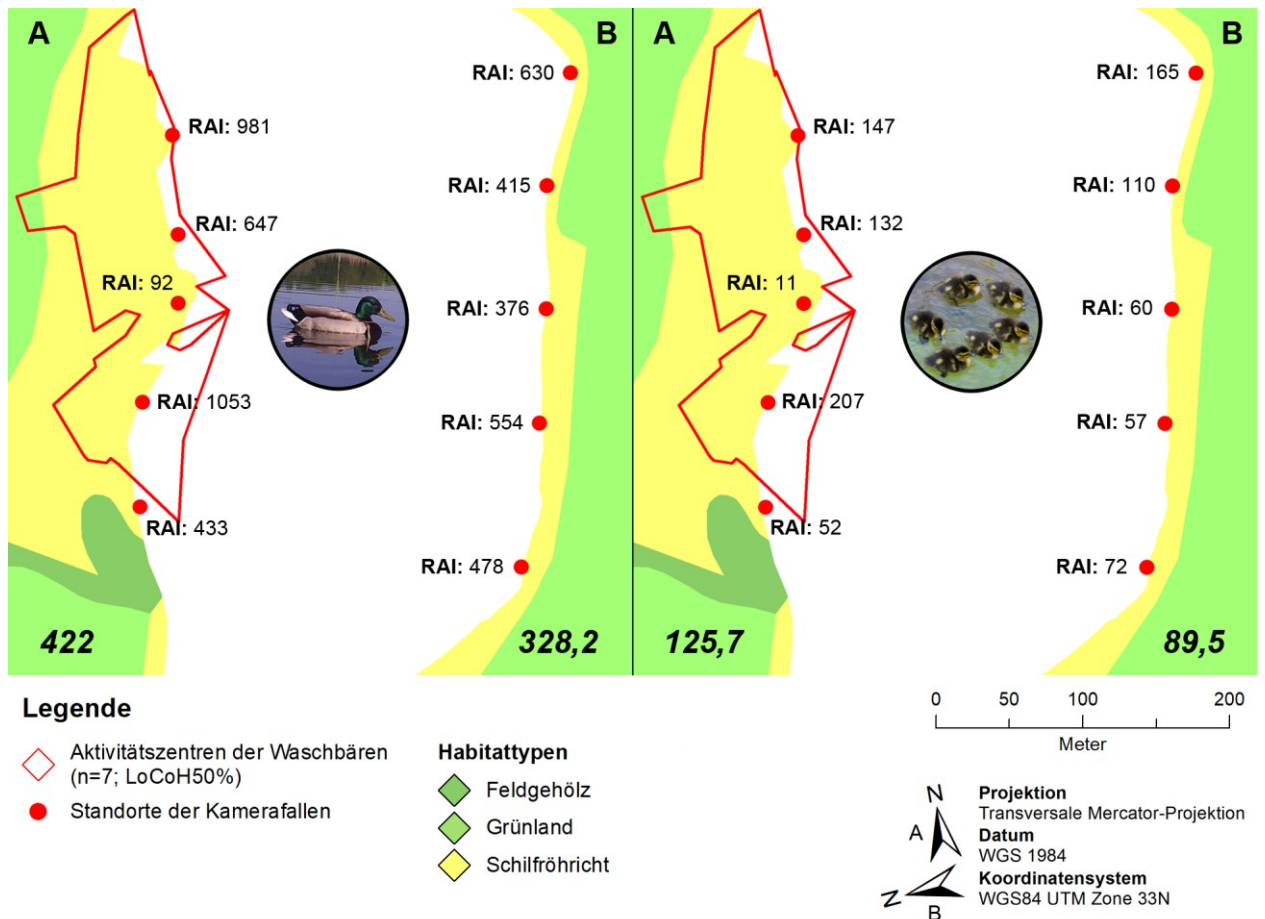


Abb. 85: Relative Abundanz Indizes aller an den Standorten **A** und **B** fotografierten Bodenbrüter (**links**) sowie der juvenilen Bodenbrüter (**rechts**) im Vergleich zu den Kerngebieten der Waschbären (**Bilder gesamt: 5.900; Events: 2.468; Kamerafallennächte:** $n_A = 285$; $n_B = 354$). Aus Darstellungsgründen wurden die Lage und Orientierung beider Standorte zueinander verändert. Die tatsächliche Lage beider Standorte kann der Abbildung 30 entnommen werden. Die Werte direkt unter den Buchstaben der Standorte geben den Gesamt-RAI für alle fünf Kameras des jeweiligen Standorts an.



Abb. 86: Von den Kamerafallen festgehaltene Vogelarten. **A-C:** Graugans (*Anser anser*), **D:** Haubentaucher (*Podiceps cristatus*), **E:** Stockente (*Anas platyrhynchos*), **F:** Schnatterente (*Mareca strepera*), **G:** Kormoran (*Phalacrocorax carbo*), **H:** Höckerschwan (*Cygnus olor*), **I:** Fischadler (*Pandion haliaetus*; kein Bodenbrüter!)

Überschneidungen in der Habitatnutzung

Ein Blick auf die Habitatpräferenzen der kartierten Bodenbrüter während der Brutzeit lässt eine hohe Präferenz von Überflutungswiesen (Median: $\epsilon = 0,46$; 1,3 Sichtungen pro ha), Schilfröhricht (Median: $\epsilon = 0,2$; 0,8 Sichtungen pro ha) und Feuchtgehölzen (Median: $\epsilon = 0,06$; 0,6 Sichtungen pro ha) erkennen (Abb. 87). Dabei zeigt der Vergleich mit den Habitatpräferenzen der Waschbären im selben Zeitraum eine deutliche Überschneidung bei Schilfröhricht (Median: $\epsilon = 0,76$) und Feuchtgehölzen (Median: $\epsilon = 0,58$), während die Rotfuchse vor allem die Präferenz für Schilfgehölze (Median: $\epsilon = 0,2$) mit den Bodenbrütern teilten. Für die von den Vögeln stark präferierten Überflutungswiesen hingegen konnten keine Präferenz bei den beiden Raubsäugern erkannt werden (Abb. 87).

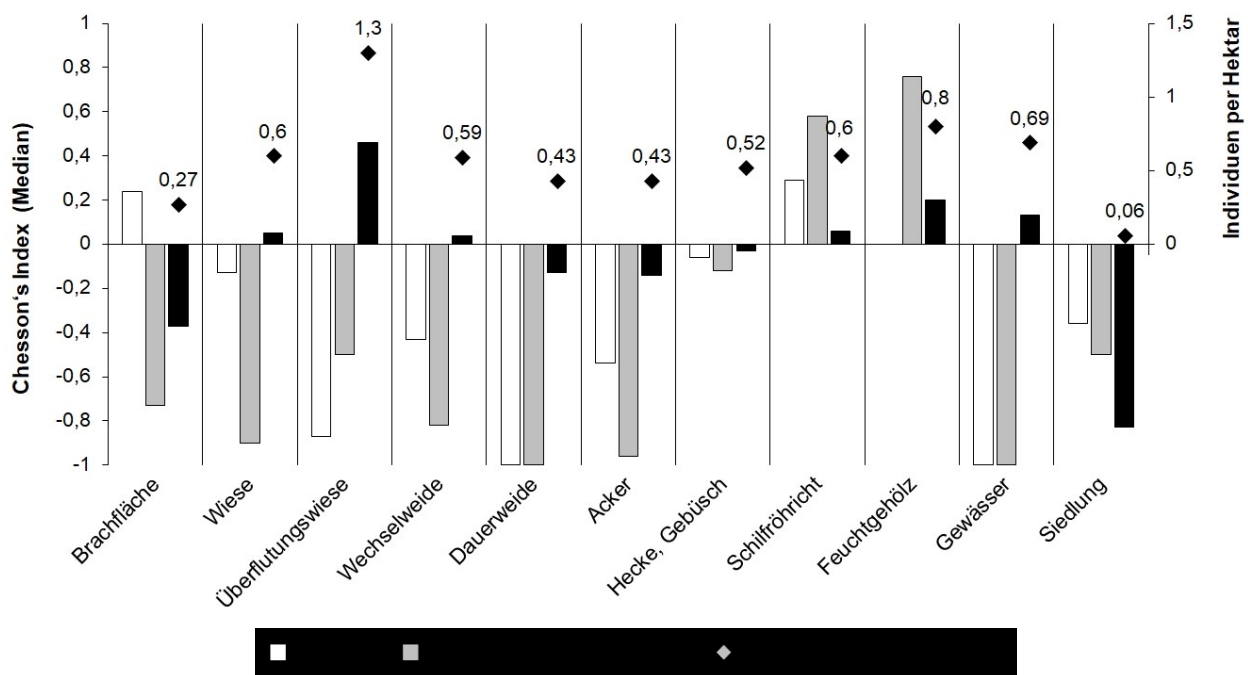


Abb. 87: Chesson-Indizes von Waschbären, Rotfuchsen und Bodenbrütern während der Brutzeit von 01.03.2017 bis 30.06.2017

3.7. Nahrungsökologie der Raubsäuger

3.7.1. Waschbär

Im Zeitraum zwischen März und Ende Juni in den Jahren 2016 und 2017 wurden insgesamt $n = 60$ verwertbare Waschbärlosungen gesammelt und analysiert. Die meisten Losungen wurden in Latrinen auf umgefallenen Baumstämmen oder in Astgabel größerer Bäume gefunden. Ebenso wurden einige Losungen aus den Lebendfallen entnommen. Das Gesamtgewicht der Losungen betrug frisch 1.892,72 g ($Z = 16,30$ g; $SD = 38,77$ g) und reduzierte sich bei der Trocknung um durchschnittlich 68,5 % auf insgesamt 474,54 g ($Z = 5,67$ g; $SD = 7,02$ g). Die insgesamt konsumierte Biomasse der Waschbären betrug somit 5.288,51 g.

Die Losungsproben der Waschbären wiesen ein breites Spektrum an pflanzlicher und tierischer Nahrung auf. Von den insgesamt 11 vorab definierten Nahrungskategorien konnten bis auf die großen Säugetiere alle Kategorien nachgewiesen werden, wobei maximal sieben verschiedene Kategorien in ein und derselben Losung vorkamen. Durchschnittlich (Mittelwert) enthielten die Losungen 2,92 Kategorien ($Z = 3$; $SD = 1,28$).

Die Nahrung der Waschbären im UG zeichnete sich mit $H_5 = 2,04$ ($E = 0,89$) durch eine hohe Diversität in ihrer Zusammensetzung aus, die jedoch bei der Berücksichtigung der einzelnen Biomasseanteile geringer ausfiel ($H_5 = 1,73$; $E = 0,75$). Die Nischenbreite für die zehn verfügbaren Nahrungskategorien war mit $B = 6,37$ und $E = 0,64$ ebenfalls deutlich höher als unter Berücksichtigung der einzelnen Biomasseanteile ($B = 3,9$; $E = 0,39$). Beides deutet darauf hin, dass sich die Waschbären im UG relativ ausgewogen von den definierten Nahrungskategorien ernährten, bezüglich der Biomasse zeigte sich aber eine Präferenz für einige wenige Kategorien. Der standardisierte Levin-Index (B_A) lag bei 0,6 (Vorkommenshäufigkeit) und 0,39 (Biomasse).

Nahrungsspektrum

Das Nahrungsspektrum wurde zum einen über die Auftretensfrequenzen (AF) der einzelnen Nahrungskategorien in allen Proben und zum anderen über den relativen Anteil der tatsächlich konsumierten Biomasse jeder Nahrungskategorie berechnet (%BM). In Bezug auf die Auftretensfrequenz wurden Gliederfüßer (AF= 76,7 %; $n = 46$) sowie Weichtiere (AF= 61,7 %; $n = 37$) mit Abstand am häufigsten in den Losungen der Waschbären gefunden. Zusammen mit den Krebsen (AF= 11,7 %; $n = 7$) bildeten sie den wirbellosen Anteil der Nahrung, wobei Wirbellose in 85 Prozent ($n = 51$) aller Losungsproben nachgewiesen werden konnten. Wirbeltiere wurden im Vergleich nur in 66,7 % ($n = 40$) aller Proben nachgewiesen, wobei vor allem Vögel regelmäßig identifiziert werden konnten (AF= 33,3 %; $n = 20$). In geringeren Frequenzen wurden außerdem auch „Fische“ (AF= 20,0 %; $n = 12$), Kleinsäuger (AF= 13,3 %; $n = 8$) und „Reptilien“ gefunden (AF= 5,0 %; $n = 3$). 13,3 Prozent der Losungen ($n = 8$) enthielten Fragmente von Wirbeltieren, die aufgrund zu weniger oder zu kleiner Fragmente nicht genau zugeordnet werden konnten. Mit 53,3 Prozent ($n = 32$) enthielt schließlich mehr als jede zweite Losungsprobe pflanzliche Bestandteile, die als Nahrung gezählt werden können, wobei die pflanzliche Kost dabei vor allem durch Baumfrüchte gedeckt wurde (AF= 33,3 %; $n = 20$) (Abb. 88).

Die Berücksichtigung der aufgenommenen Biomasse (BM) einzelner Nahrungskategorien führte zu einem komplett anderen Bild des Nahrungsspektrums. Während Gliederfüßer beispielsweise noch am häufigsten in den Proben nachgewiesen werden konnten, war ihr Anteil an der effektiv konsumierten und energetisch

nutzbaren Biomasse nur sehr gering (%BM= 1,5 %; 80,85 g). Dennoch bestand das Nahrungsspektrum der Waschbären etwa zu einem Drittel (%BM= 27,8 %) aus wirbelloser Nahrung, wobei dieser hohe Anteil vor allem auf die vermehrte Aufnahme von Weichtieren (%BM= 22,0 %; 1.161,55 g) zurückzuführen ist. Krebse stellten hingegen einen relativ geringen Anteil an der konsumierten Biomasse dar (%BM= 4,3 %; 228,27 g). Die Hälfte (%BM= 49,8 %; 2.632,57 g) der aufgenommenen Nahrung stammte aus pflanzlichen Quellen. Baumfrüchte wurden hier besonders häufig gefressen (%BM= 43,4 %; 2.296,50 g), während der Anteil von Beeren und Samen verhältnismäßig gering ausfiel (%BM= 6,4 %; 336,07 g). 22,4 % der Nahrung wurde durch Wirbeltiere gedeckt (1.185,27 g), wobei Vögel den größten Teil der Wirbeltiernahrung ausmachten (%BM= 8,6 %; 455,30 g), gefolgt von Kleinsäugetern (%BM= 6,5 %; 342,83 g), „Reptilien“ (%BM= 2,5 %; 132,87 g) und Fischen (%BM= 1,9 %; 101,60 g). Etwa 2,9% (BM= 152,68 g) der konsumierten Biomasse konnte zwar einem Wirbeltier, nicht jedoch einer genauen Nahrungskategorie zugeordnet werden (Abb. 88 und 89).

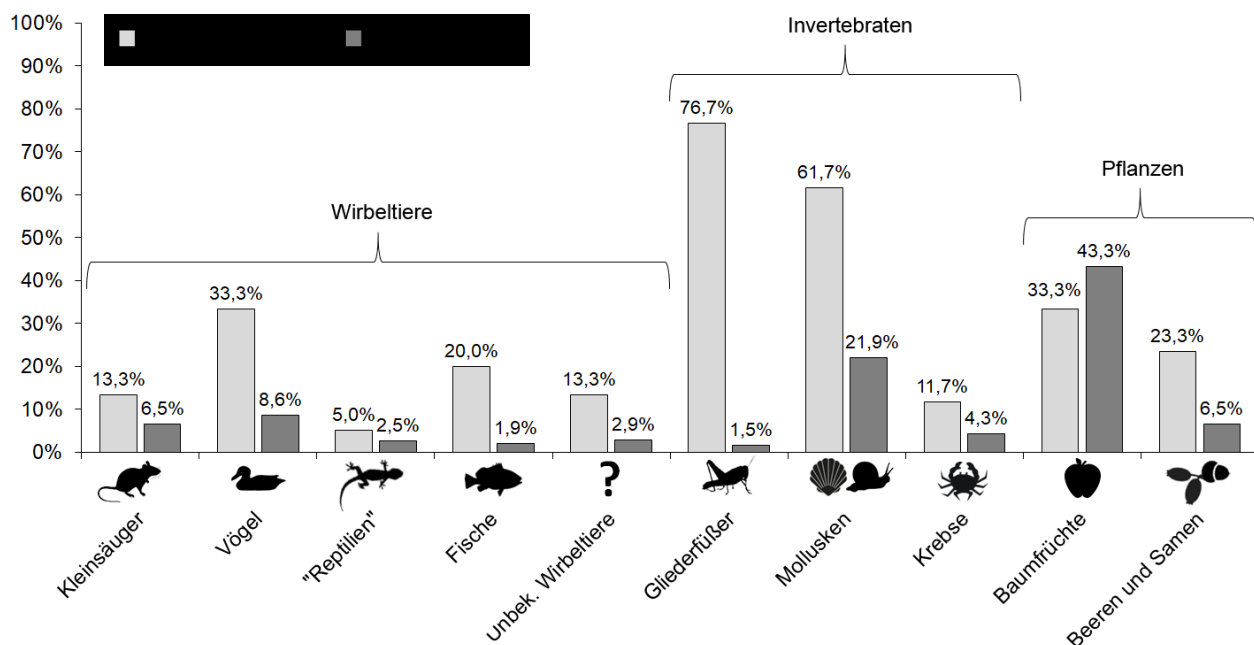


Abb. 88: Häufigkeit (AF) und relativer Biomasseanteil (%BM) einzelner Nahrungskategorien im Nahrungsspektrum des Waschbären (Anzahl der Losungsproben: n= 60; Zeitraum: März-Juni).

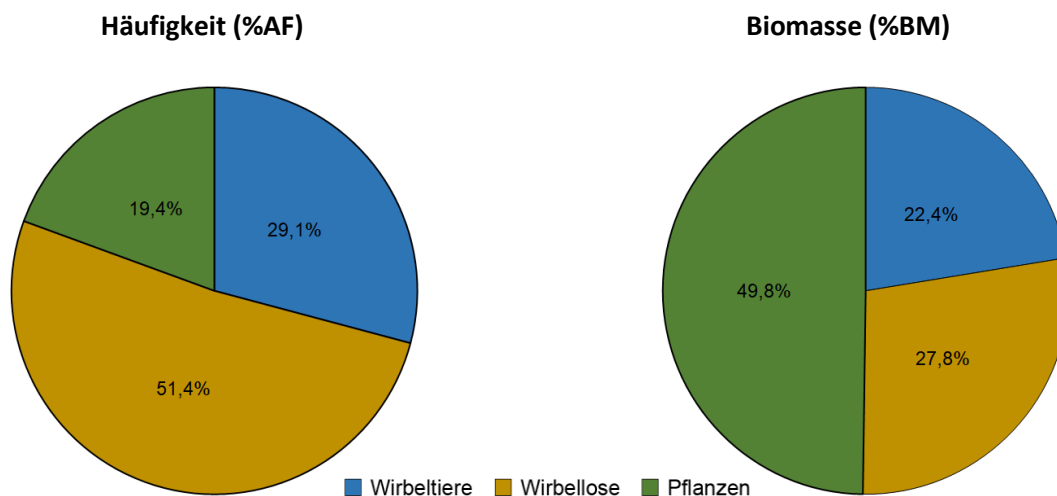


Abb. 89: Verteilung der relativen Häufigkeit (%AF) und der Biomasse (%BM) der Gesamtnahrung auf die drei Hauptgruppen Wirbellose (AF= 51; BM= 1.470,67 g), Wirbeltiere (AF= 40; BM= 1.185,27 g) und Pflanzen (AF= 32; BM= 2.632,57 g) (Anzahl der Losungsproben: n= 60; Zeitraum: März-Juni).

Übersicht über die Verteilung einzelnen Nahrungskategorien innerhalb der drei Hauptkategorien:

Wirbellose

Unter den Wirbellosen dominierten Weichtiere mit einem Biomasseanteil von 79,0 % (BM= 1.161,55 g), gefolgt von Krebsen (%BM= 15,5 %; 228,27 g) und Gliederfüßer (%BM= 5,5 %; 80,85 g) (Abb. 90).

Biomasseanteile innerhalb der Wirbellosen

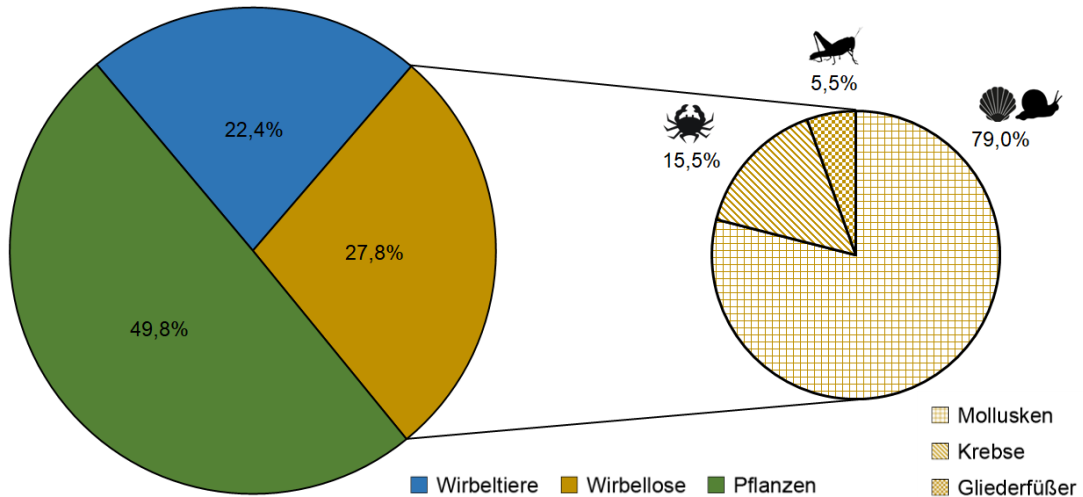


Abb. 90: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbellosen auf die Kategorien Weichtiere (AF= 37; BM= 1.161,55 g), Krebse (AF= 7; BM= 228,27 g) und Gliederfüßer (AF= 46; BM= 80,85 g) (**Anzahl der Losungsproben:** $n_{\text{Wirbellose}} = 51$; $n_{\text{gesamt}} = 60$; **Zeitraum:** März-Juni)

An den Ufern einiger Gewässer wurden häufig Anhäufungen geöffneter Teichmuscheln (*Anodonta cygnea*) entdeckt, die großteils ähnliche Bissspuren aufwiesen (Abb. 91). Durch die Beobachtung dieser Standorte mit Kamerafallen konnte der Waschbär als regelmäßiger Beutegreifer identifiziert werden (Abb. 92). Diese Beobachtung bestätigt die Vermutungen der Nahrungsanalyse und unterstreicht die hohe Bedeutung von Weichtieren im Nahrungsspektrum des Waschbären.



Abb. 91: Typische Bissspuren an Teichmuscheln.

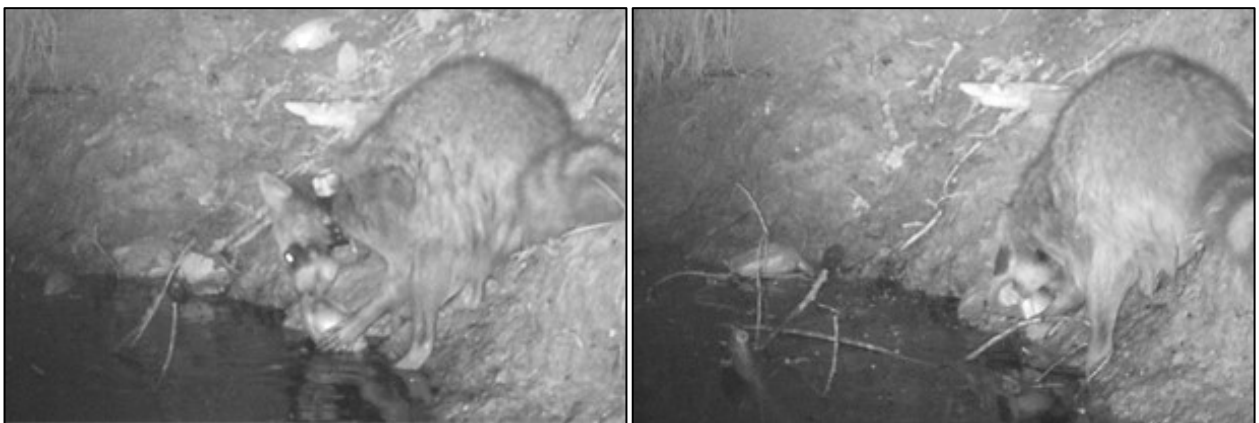


Abb. 92: Waschbär beim Öffnen einer Teichmuschel.

Wirbeltiere

Unter den Wirbeltieren waren Vögel mit einem Biomasseanteil von 38,4 % (BM= 455,30 g) am häufigsten vertreten. Danach folgten Kleinsäuger mit 28,9 % (BM= 342,83 g) und „Reptilien“ mit 11,2 % (BM= 132,87 g). Große Säugetiere konnten in keiner der Lösungsproben nachgewiesen werden. Den geringsten Biomasseanteil machten „Fische“ mit 8,6 % (BM= 101,60 g) aus. Der nicht genauer bestimmbare Biomasseanteil betrug 12,9 % (BM= 152,68 g) (Abb. 93).

Biomasseanteile innerhalb der Wirbeltiere

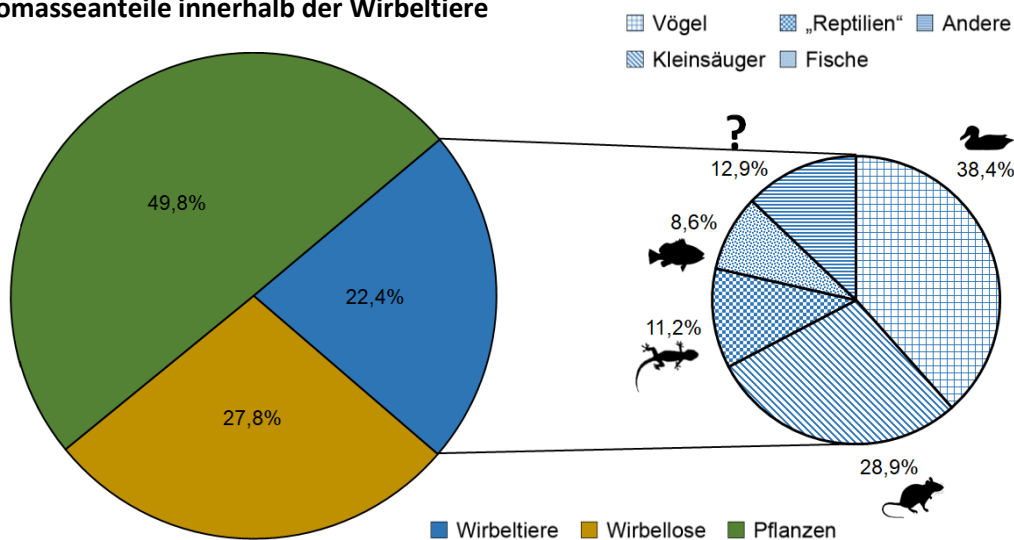


Abb. 93: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbeltiere auf die Kategorien Vögel (AF= 20; BM= 455,30 g), Kleinsäuger (AF= 8; BM= 342,83 g), „Reptilien“ (AF= 3; BM= 132,87 g), „Fische“ (AF= 12; BM= 101,60 g) und unbestimmbare Wirbeltiere (AF= 8; BM= 152,68 g) (**Anzahl der Lösungsproben:** $n_{\text{Wirbeltiere}} = 40$; $n_{\text{gesamt}} = 60$; **Zeitraum:** März-Juni)

Bestandteile von Vögeln wurden in 20 Lösungsproben nachgewiesen und mit einem Frischgewicht von 455,3 g konsumiert. Davon entfielen etwa 414,51 g auf Federn und Knochen ($n = 14$) und weitere 40,79 g ($n = 6$) auf Eierschalen. Das durchschnittliche (Median) Trockengewicht der Federn in den Lösungen betrug 0,024 g (SD=4,02 g; Min=0,002 g; Max= 15,12 g) und das mittlere (Median) Frischgewicht der konsumierten Vögel somit 0,43 g (SD= 72,31 g). Das berechnete Frischgewicht schwankte stark und variierte zwischen 0,018 g und 272,01 g. Das Trockengewicht der Eierschalen lag mit einem Median von 0,06 g (SD= 0,11 g) etwa dreimal so hoch wie das der Federn. In den Fällen, in denen Eierschalen in den Lösungen nachgewiesen werden konnten, hatten die Waschbären im Schnitt (Median) 4,44 g Eier konsumiert (SD= 7,72 g) mit einem Minimum von 0,15 g und einem Maximum von 23,40 g (Abb. 94).

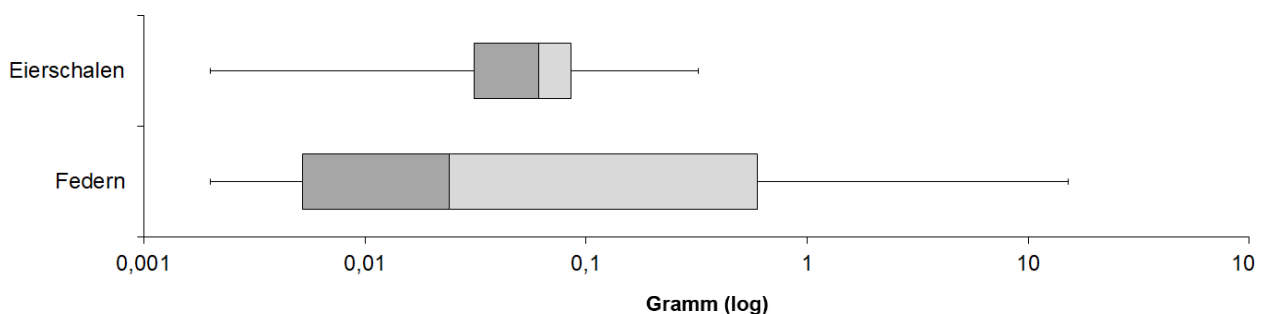


Abb. 94: Trockengewichte der in den einzelnen Lösungsproben gefundenen Federn und Eierschalen. Die Boxplots zeigen den Median, das 25. und 75. Quantil sowie das Minimum und Maximum (**Proben:** $n_{\text{Eierschalen}} = 6$; $n_{\text{Federn}} = 14$)



Abb. 95: Beispiele für in den Lösungen der Waschbären gefundene Vogelfedern und Eierschalen.

Pflanzen

Die pflanzlichen Bestandteile im Nahrungsspektrum der Waschbären bestanden zu 80,0 % (BM= 2.105,97 g) aus Kirschen. Hagebutten stellten mit 7,9 % (BM= 207,70 g) den zweitgrößten Anteil dar, gefolgt von Pflaumen (%BM= 3,8 %; BM= 100,14 g), Getreide (2,9 %; BM= 55,16 g), Nüssen (%BM= 1,5 %; BM= 39,12 g), Klatschmohn (%BM= 1,3 %; 56,44 g) und einigen unbestimmbaren Samen (%BM= 2,6 %; 59,94 g) (Abb. 96).

Biomasseanteile innerhalb der Pflanzen

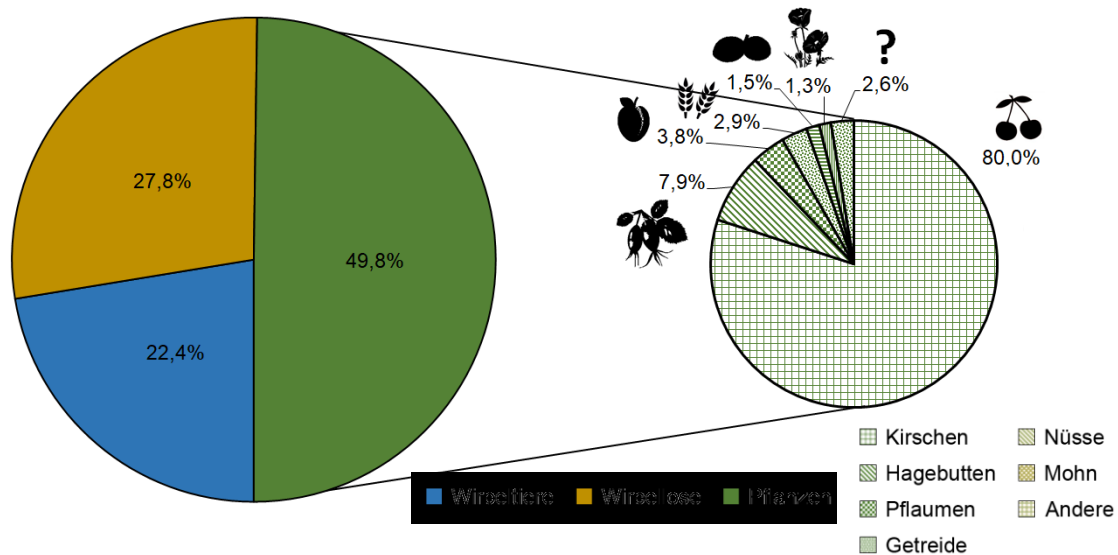


Abb. 96: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Pflanzen auf die Kategorien Kirschen (AF= 12; BM= 2.105,97g), Hagebutten (AF= 5; BM= 207,70 g), Pflaumen (AF= 2; BM= 100,14 g), Getreide (AF= 7; BM= 55,16 g), Nüsse (AF= 4; BM= 39,12 g), Klatschmohn (AF= 1; BM= 56,44 g) und unbestimmbare Samen (AF= 5; BM= 59,94 g) (Anzahl der Losungsproben: $n_{\text{Pflanzen}} = 32$; $n_{\text{gesamt}} = 60$; Zeitraum: März-Juni)

3.7.2. Rotfuchs

Ebenfalls im Zeitraum zwischen März und Ende Juni 2016 und 2017 wurden im UG $n = 45$ Losungen des Rotfuchses gesammelt und analysiert. Die Losungen wurden an Wegrändern sowie in der Nähe von Bauen gefunden und vereinzelt auch aus den Lebendfallen entnommen. Das Gewicht der Rotfuchslosungen betrug frisch 598,64 g ($Z = 7,98$; $SD = 13,36$ g) und reduzierte sich bei der Trocknung um durchschnittlich 56,0 % auf insgesamt 231,20 g ($Z = 3,19$ g; $SD = 4,40$ g). Insgesamt ergab sich somit eine Biomasse von 6.805,07 g.

Die Losungen der Rotfuchse wiesen im Vergleich zu denen der Waschbären ein etwas schmaleres Spektrum an pflanzlicher und tierischer Nahrung auf. Insgesamt konnten nur acht der elf vorab definierten Nahrungskategorien nachgewiesen werden. Fische, Krebse und „Reptilien“ konnten hier nicht nachgewiesen werden. Mit durchschnittlich (Mittelwert) 2,36 Nahrungskategorien ($Z = 2$; $SD = 1,04$; $Max = 5$) wurden beim Fuchs außerdem auch in den einzelnen Losungen weniger verschiedene Nahrungskategorien nachgewiesen.

Die Zusammensetzung der Nahrung der Rotfuchse war innerhalb der acht genutzten Nahrungskategorien mit $H_5 = 1,92$ ($E = 0,92$) ebenfalls wie beim Waschbären relativ ausgeglichen, reduzierte sich jedoch bei der Berücksichtigung der jeweils konsumierten Biomasseanteile deutlich ($H_5 = 0,94$; $E = 0,45$). Die Nischenbreite für die acht Nahrungskategorien war mit $B = 6,23$ und einer Evenness von 0,78 ebenfalls hoch und sank bei

der Berücksichtigung der Biomasseanteile auf $B = 1,97$ mit einer Evenness von 0,25. Wie beim Waschbären deutet dies darauf hin, dass sich der Rotfuchs im UG zwar relativ ausgewogen von den vorab definierten Nahrungskategorien ernährt, bezüglich der Biomasse aber eine sehr starke Präferenz für eine oder mehrere Kategorien aufweist. Der standardisierte Levin-Index (B_A) lag bei 0,75 (Frequenz) und 0,14 (Biomasse).

Nahrungsspektrum

Wirbeltiere konnten mit 88,9 % am häufigsten in den Fuchslosungen nachgewiesen werden ($n = 40$), wobei der größte Wirbeltieranteil von großen (AF= 46,7 %; $n = 21$) und kleinen (AF= 42,2 %; $n = 19$) Säugetieren gedeckt wurde. In geringerer Häufigkeit wurden Vögel (AF= 24,4 %; $n = 11$) in den Losungen nachgewiesen. 4,4 Prozent der Losungen ($n = 2$) enthielten nicht genauer bestimmbare Wirbeltierkomponenten. In etwa der Hälfte aller Losungen wurden zudem Wirbellose nachgewiesen (AF= 55,6 %; $n = 25$), wobei Gliederfüßer (AF= 51,1 %; $n = 23$) den größten Teil ausmachten, gefolgt von Weichtieren (AF= 11,1; $n = 5$). Pflanzen wurden ebenfalls in etwa der Hälfte der Losungen gefunden ($n = 21$; AF= 46,6 %), wobei Baumfrüchte sowie Beeren und Samen jeweils mit derselben Häufigkeit nachgewiesen wurden (AF= 26,7 %; $n = 12$) (Abb. 97).

Das Nahrungsspektrum der Rotfuchse wies mit 80,6 % eine dominant tierische Kost auf, die vor allem von Wirbeltieren (%BM= 80,2 %; 5.458,26 g) gedeckt wurde. Innerhalb der Wirbeltiere wiederum dominierten erneut große (%BM= 67,8 %; 4.610,37 g) und kleine (%BM= 10,5 %; 712,30 g) Säugetiere, gefolgt von Vögeln (%BM= 1,9 %; 127,46 g). Trotz häufiger Konsumierung spielten Gliederfüßer - energetisch gesehen - eine untergeordnete Rolle in der Ernährung der Füchse (%BM= 0,2 %; 10,12 g). Ähnlich verhielt es sich mit den Mollusken (%BM= 0,2 %; 11,39 g), so dass Wirbellose mit 0,3 % (BM= 21,51 g) nur einen kleinen Teil des Nahrungsspektrums ausmachten. Mit 19,5 % basierte etwa ein Fünftel der Nahrung auf pflanzlicher Kost, wobei sich hier allein 19,1 % (BM= 1.296,16 g) der konsumierten Biomasse auf Baumfrüchte verteilten, während Beeren und Samen mit einer Biomasse von 0,4 % vernachlässigbar waren (Abb. 97 und 98).

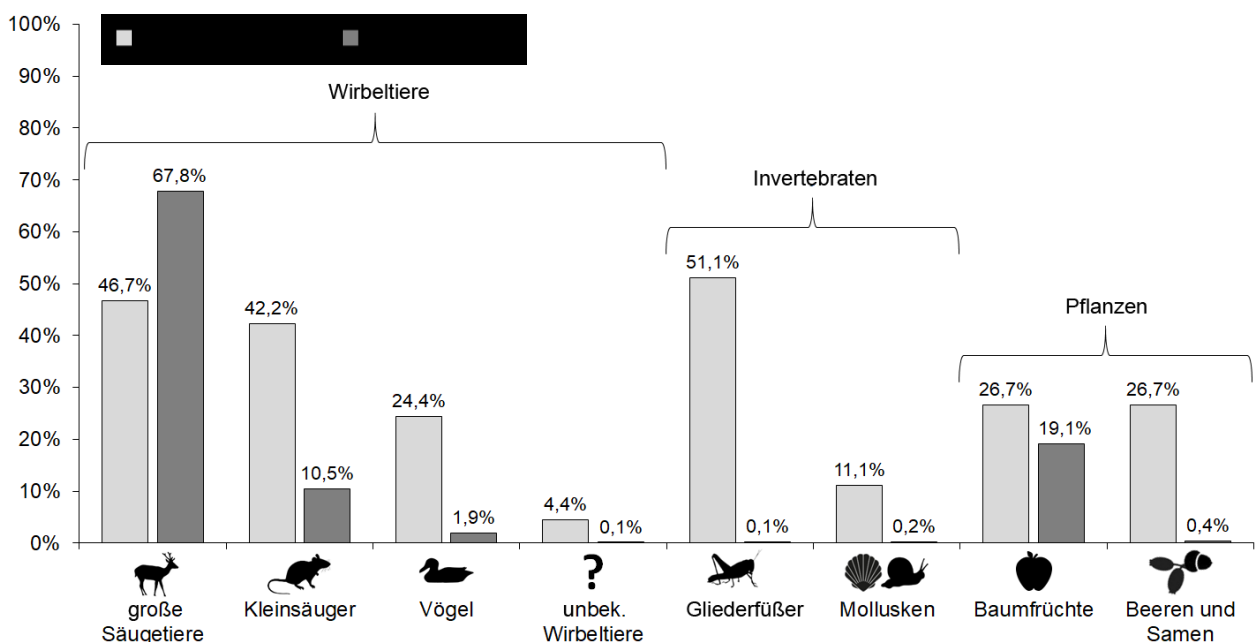


Abb. 97: Häufigkeit (AF) und relativer Biomasseanteil (%BM) einzelner Nahrungskategorien im Nahrungsspektrum des Rotfuchses (Anzahl der Losungsproben: $n = 45$; Zeitraum: März-Juni)

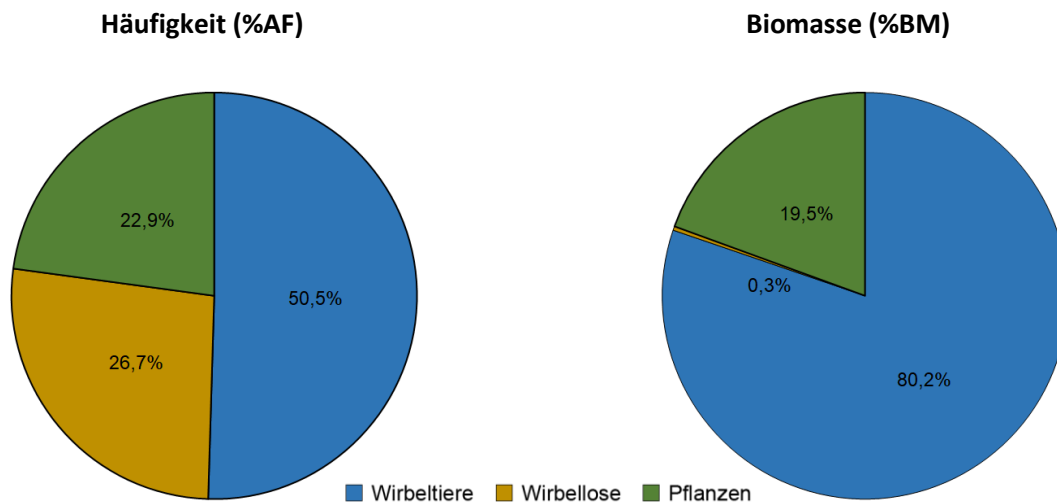


Abb. 98: Verteilung der relativen Häufigkeit (%AF) und der Biomasse (%BM) der Gesamtnahrung auf die drei Hauptgruppen Wirbellose (AF= 25; BM= 21,51 g), Wirbeltiere (AF= 40; BM= 5.458,26 g) und Pflanzen (AF= 21; BM= 1.323,17 g) (**Anzahl der Lösungsproben:** n= 45; **Zeitraum:** März-Juni)

Übersicht über die Verteilung der einzelnen Nahrungskategorien innerhalb der drei Hauptkategorien:

Wirbellose

Unter den Wirbellosen wurden Gliederfüßer (%BM= 47,0 %; 10,12 g) und Mollusken (%BM= 53 %; 11,39 g) etwa in der gleichen Menge konsumiert, spielten jedoch mit 0,3 % der insgesamt konsumierten Biomasse energetisch gesehen keine Rolle in der Nahrung des Rotfuchses. Im Vergleich zum Waschbären konnten keine Krebse in den Lösungen nachgewiesen werden (Abb. 99).

Biomasseanteile innerhalb der Wirbellosen

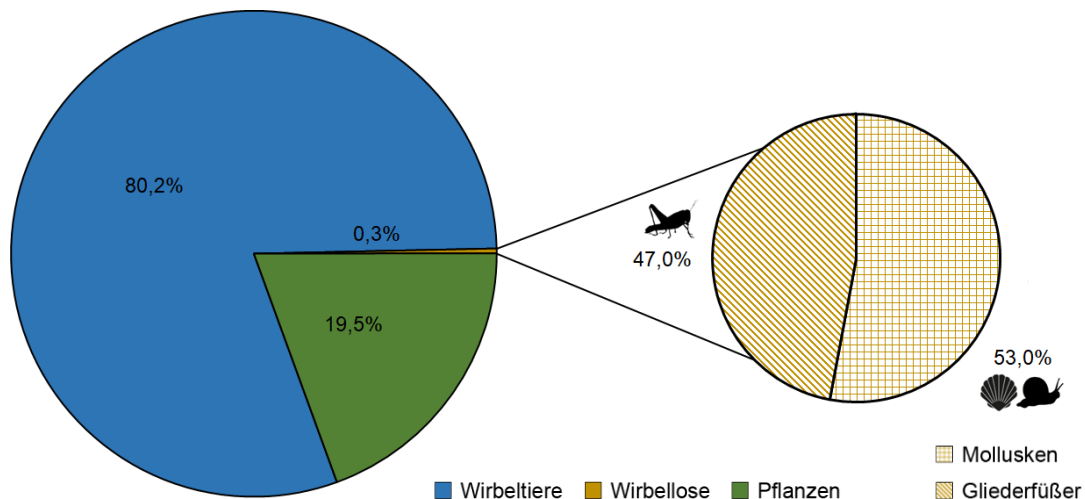


Abb. 99: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbellosen auf die Kategorien Weichtiere (AF= 5; BM= 11,39 g) und Gliederfüßer (AF= 23; BM= 10,12 g) (**Anzahl der Lösungsproben:** $n_{\text{Wirbellose}}= 25$; $n_{\text{gesamt}}= 45$; **Zeitraum:** März-Juni)

Pflanzen

Den größten Teil der pflanzlichen Kost des Fuchses machten Pflaumen (%BM= 58,7 %; 777,13 g) aus, gefolgt von Kirschen (%BM= 39,2 %; 519,03 g) und Getreidekörnern (%BM= 0,4 %; 5,46 g). 1,6 % (BM= 21,55 g) der Pflanzensamen in den Lösungen konnten nicht genauer bestimmt werden (Abb. 100).

Biomasseanteile innerhalb der Pflanzen

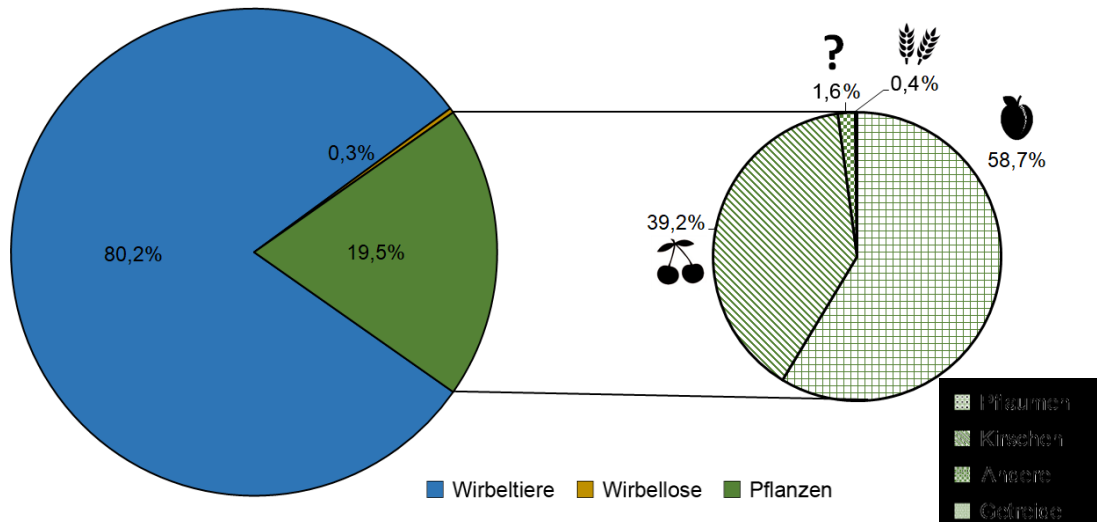


Abb. 100: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Pflanzen auf die Kategorien Pflaumen (AF= 9; BM= 777,13 g), Kirschen (AF= 4; BM= 519,03 g), Getreide (AF= 5; BM= 5,46 g) und unbestimmbare Samen (AF= 6; BM= 21,55 g) (Anzahl der Lösungsproben: $n_{\text{Pflanzen}} = 21$; $n_{\text{gesamt}} = 45$; Zeitraum: März-Juni)

Wirbeltiere

Wirbeltiere machten den größten Teil der konsumierten Biomasse aus, wobei allein 84,5 % (BM= 4.610,37 g) durch große Säugetiere gedeckt wurden. Jeweils kleinere Anteile stellten Kleinsäuger (%BM= 13,0 %; 712,30 g) und Vögel (%BM= 2,3 %; 127,46 g) dar. 0,1 % (BM= 8,13 g) blieben unbestimmt (Abb. 101).

Biomasseanteile innerhalb der Wirbeltiere

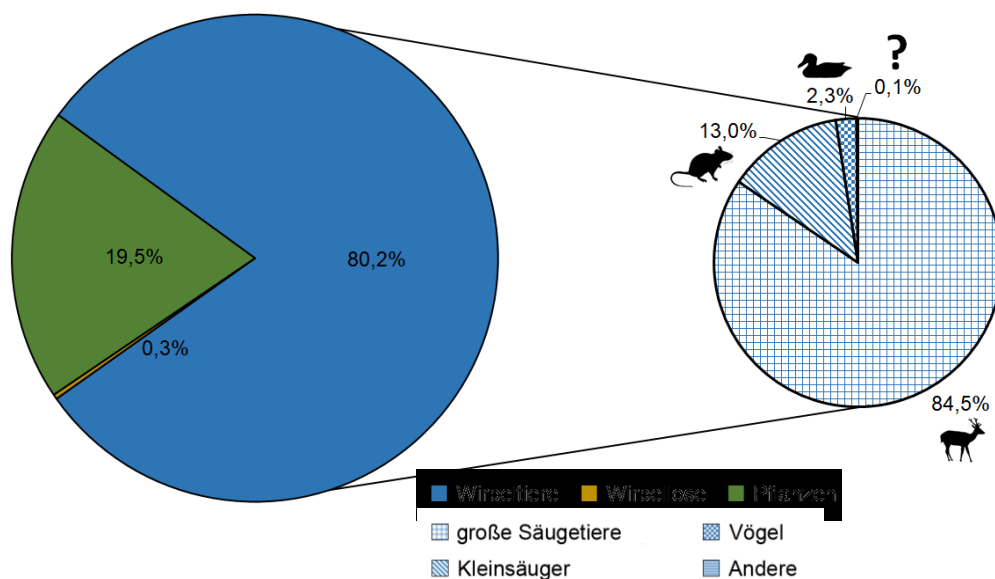


Abb. 101: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der Wirbeltiere auf die Kategorien Kleinsäuger (AF= 19; BM= 712,30 g), große Säugetiere (AF= 21; BM= 4.610,37 g), Vögel (AF= 11; BM= 127,46 g) und unbestimmbare Wirbeltiere (AF= 2; BM= 8,13 g) (Anzahl der Lösungsproben: $n_{\text{Wirbeltiere}} = 40$; $n_{\text{gesamt}} = 45$; Zeitraum: März-Juni)

Große und mittelgroße Säugetiere wurden in insgesamt 21 Proben nachgewiesen, wovon 15 Stück anhand der Haarstrukturen bis auf Artniveau bestimmt werden konnten. Am häufigsten wurde das Wildschwein (*Sus scrofa*) nachgewiesen (AF= 6; BM= 1.114,91 g), gefolgt von Feldhase (*Lepus europaeus*) (AF= 5; BM= 1.464,14 g) und Rehwild (*Capreolus capreolus*) (AF= 4; BM= 825,30 g). In den restlichen Fällen (AF= 6; BM= 1.206,01 g) war der Zustand der Haarproben nicht ausreichend für eine genauere Bestimmung (Abb. 102).

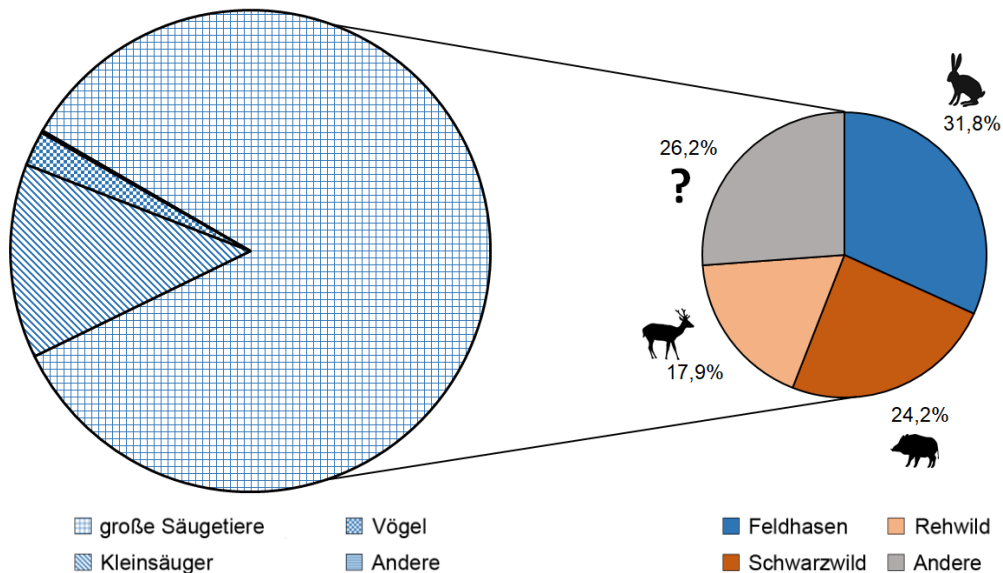


Abb. 102: Verteilung des Biomasseanteils innerhalb der Gruppe der großen Säugetiere auf Feldhasen (AF= 5; BM= 1.464,14 g), Wildschweine (AF= 6; BM= 1.114,91 g), Rehe (AF= 4; BM= 825,30 g) und unbestimmbare Säugetiere (AF= 6; BM=1.206,01g) (Anzahl der Lösungsproben: $n_{\text{große Wirbeltiere}} = 21$; $n_{\text{gesamt}} = 45$; Zeitraum: März-Juni)

Der hohe Anteil an großen und mittelgroßen Säugetieren in der Nahrung des Rotfuchses wurde durch vereinzelte Funde von Rehgerippen direkt vor dem Eingang mehrerer Fuchsbaue bekräftigt (Abb. 104). Kamerafallen, die an Rehkadavern im Wald aufgestellt wurden, zeigten zudem, dass sich vor allem Füchse regelmäßig von Aas ernährten (Abb. 103).



Abb. 103: Rotfuchs an einem Rehkadaver (Quelle: Fiderer 2011)



Abb. 104: Überreste eines Rehs (*Capreolus capreolus*) vor dem Eingang eines Fuchsbaus in einer Heumiete.

Bestandteile von Vögeln wurden in 11 Losungsproben nachgewiesen und mit einem Frischgewicht von 127,46 g in Form von Federn und Knochen konsumiert. Das durchschnittliche (Median) Trockengewicht der Federn in den Losungen betrug 0,19 g (SD=1,76 g; Min=0,008 g; Max= 4,95 g) und das mittlere (Median) Frischgewicht der konsumierten Vögel 3,57 g (SD= 31,69 g). Das berechnete Frischgewicht schwankte stark und variierte zwischen 0,14 g und 82,26 g. Eierschalen wurden nicht nachgewiesen (Abb. 105).

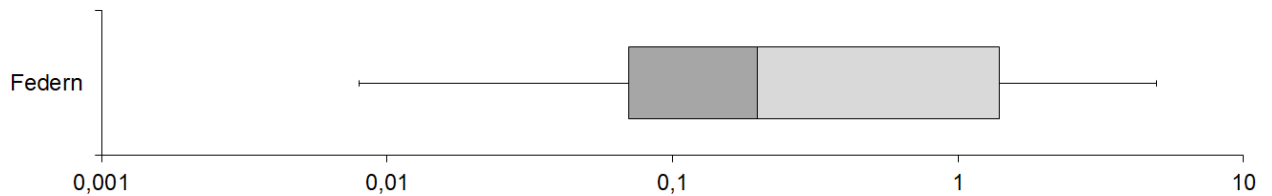


Abb. 105: Trockengewichte der in den einzelnen Losungen gefundenen Federn und Eierschalen. Die Boxplots zeigen den Median, das 25. und 75. Quantil sowie das Minimum und Maximum (**Proben:** $n_{\text{Federn}} = 11$)



Abb. 106: Beispiele für in den Losungen der Rotfüchse gefundene Vogelfedern und Knochen.

3.7.3. Vergleich zwischen Waschbär und Rotfuchs

Die jeweils in den Losungen des Waschbären und des Rotfuchses nachgewiesenen Nahrungskategorien unterschieden sich geringfügig. Während in der Losung des Waschbären 10 von 11 Nahrungskategorien nachgewiesen werden konnten, waren es beim Rotfuchs nur acht. Die Zusammensetzung der jeweiligen Nahrungsspektren überlappte somit nach dem Pianka-Index um 74,78 % und nach dem Sørensen-Index um 77,78 %. Bei der Betrachtung der konsumierten Biomasse zeigten sich hingegen deutlichere Unterschiede. Hier lag der Überlappingsgrad beider Arten nach dem Pianka-Index bei nur 35,76 %.

Während das Nahrungsspektrum sowohl beim Waschbär ($H_s = 2,04$; $E = 0,89$) als auch beim Fuchs ($H_s = 1,92$; $E = 0,92$) relativ breit und ähnlich divers ausfiel, ergab sich ein deutlicher interspezifischer Unterschied bei der Berücksichtigung der jeweils konsumierten Biomasse einzelner Nahrungskategorien. So zeigte der Fuchs hier eine deutlichere Spezialisierung (Kleinsäuger, Aas) als es beim Waschbären der Fall war (Tab. 12). Ähnlich verhielt es sich mit der Nischenbreite der beiden Nahrungsspektren. Bei der Zusammensetzung der Nahrung nach Häufigkeit wiesen beide Arten eine ähnlich hohe Nischenbreite auf, die jedoch unter Berücksichtigung der einzelnen Biomasseanteile bei beiden Arten deutlich sank. Beim Waschbären sank die Nischenbreite um 38,78 % und beim Rotfuchs um 69,07 %. Somit zeigten beide Arten eine vergleichbare, beim Waschbären geringfügig höhere Diversität und Nischenbreite in Bezug auf die Zusammensetzung der jeweiligen Nahrung auf, jedoch weist der Rotfuchs im Vergleich zum Waschbären eine wesentlich höhere Spezialisierung auf, wenn es um die konsumierte Biomasse einzelner Nahrungskategorien geht.

Tab. 12: Vergleich von Nischenbreite und Diversität zwischen Waschbär und Rotfuchs

Indices	Waschbär		Rotfuchs	
	Häufigkeit	Biomasse	Häufigkeit	Biomasse
Shannon-Weaver Index (Evenness)	2,04 (0,89)	1,73 (0,75)	1,92 (0,92)	0,94 (0,45)
Levin-Index (Evenness)	6,37 (0,64)	3,90 (0,39)	6,23 (0,78)	1,97 (0,25)
Standardisierter Levin-Index (Evenness)	0,60 (0,26)	0,32 (0,14)	0,75 (0,36)	0,14 (0,07)

Die Nahrungsspektren von Waschbär und Rotfuchs unterschieden sich zum Teil sehr deutlich. Während sich der Waschbär mit 49,8 % knapp zur Hälfte von pflanzlichen Nahrungsquellen ernährte, ergab die Untersuchung des Nahrungsspektrums des Rotfuchses mit 80,5 % eine dominant tierische Kost, die vor allem durch Wirbeltiere (80,2 %; 5.458,26 g) gedeckt wurde. Außerdem zeigte der Waschbär im Gegensatz zum Fuchs eine deutliche Präferenz für gewässerassoziierte Nahrung. In den Losungen beider Arten waren am häufigsten Gliederfüßer zu finden, wobei der prozentuale Anteil der Kotproben, in denen Gliederfüßer nachgewiesen werden konnten, beim Waschbären wesentlich höher war als bei den Füchsen. Bei beiden Arten machten Gliederfüßer jedoch nur einen geringfügigen Anteil der gefressenen Biomasse aus und scheinen - somit energetisch gesehen - eine untergeordnete Rolle zu spielen. Beide Arten ernährten sich zu einem großen Anteil von Baumfrüchten, wobei der Obstanteil beim Waschbär (43,3 %) mehr als doppelt so groß war wie beim Fuchs (19,1 %). Ein deutlicher Unterschied beider Nahrungsspektren ergab sich bei der Aufnahme von Mollusken. Diese standen beim Waschbären sowohl in der Präsenz als auch bezüglich der Biomasse an zweiter Stelle, während sie beim Fuchs einen verschwindend geringen Anteil ausmachten. Stattdessen ernährte sich der Fuchs zu einem größeren Anteil von Säugetieren (Abb. 107).

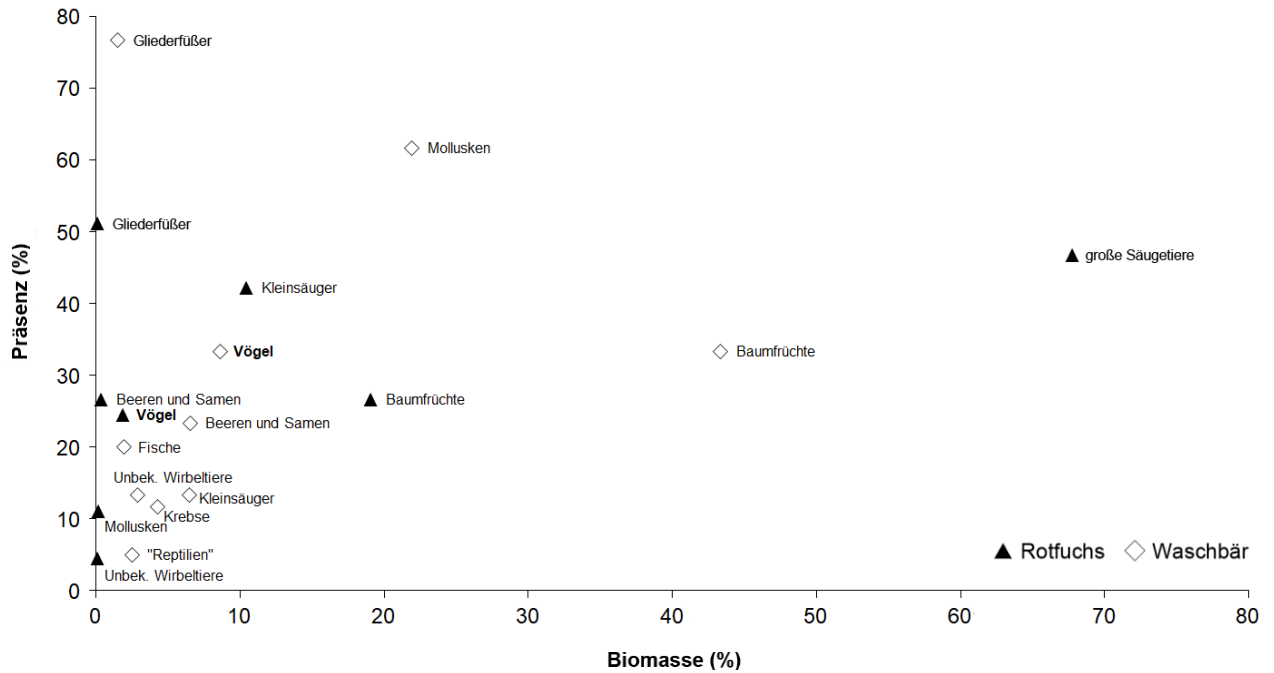


Abb. 107: Frequenz (AF) und Biomasseanteil (BM) der einzelnen Nahrungskategorien in den Lösungen der Waschbären und Rotfüchse (Anzahl der Losungsproben: $n_{\text{Waschbär}} = 60$; $n_{\text{Rotfuchs}} = 60$; Zeitraum: März-Juni)

Vögel spielten sowohl in der Präsenz als auch bezüglich der Biomasse eine größere Rolle in der Nahrung der Waschbären als in der Fuchsnahrung. Während Bestandteile von Vögeln in jeder dritten Waschbärlosung nachgewiesen werden konnten (33 %), war dies beim Rotfuchs nur in 24,4 % der Proben der Fall. Ein noch deutlicherer Unterschied ergibt sich bei genauer Betrachtung der jeweils konsumierten Biomasse. Hier stellten Vögel mit 8,6 % die dritt wichtigste Nahrungsquelle des Waschbären dar, während sie beim Fuchs nur 1,9 % der konsumierten Biomasse ausmachten. Ebenso lag die durchschnittliche Biomasse an Vögeln pro Lösung bei den Waschbären mit 22,8 g fast doppelt so hoch wie bei den Rotfüchsen (11,6 g) (Abb. 108).

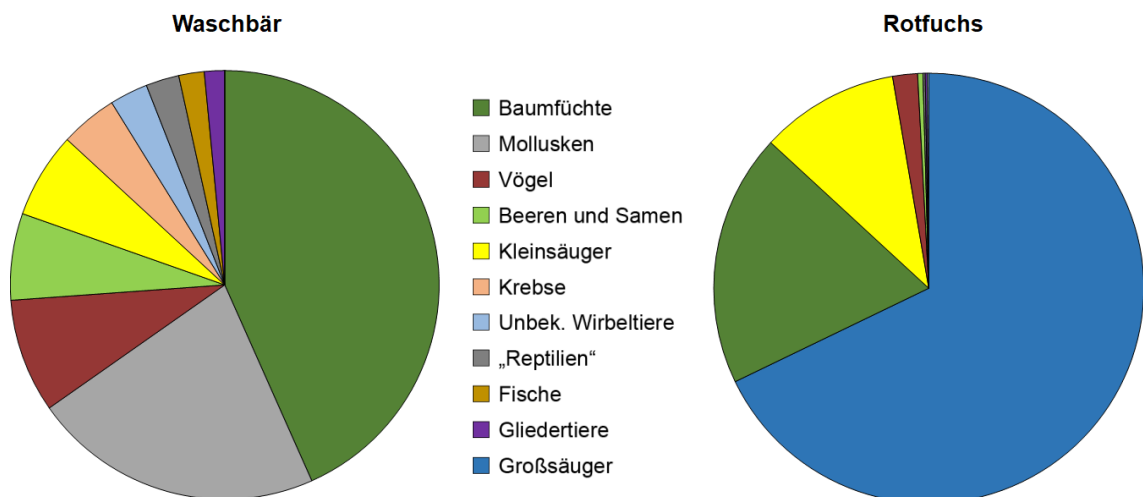


Abb. 108: Konsumierte Biomasse (%) der Waschbären und Rotfüchse im Vergleich (Anzahl der Losungsproben: $n_{\text{Waschbär}} = 60$; $n_{\text{Rotfuchs}} = 60$; Zeitraum: März-Juni)

4. Diskussion

In ganz Europa dramatisch abnehmende Bestände von Bodenbrütern des Offenlandes spielen gegenwärtig eine große Rolle im europaweiten Arten- und Naturschutz (Donald et al. 2001; Südbeck und Krüger 2004). Zahlreiche Studien belegen, dass die Hauptursache für die schlechte Erhaltungssituation vieler Bodenbrüter in der Intensivierung der Landwirtschaft zu suchen ist (Hagemeijer und Blair 1997; Chamberlain et al. 2000; Donald et al. 2001, 2006; Robinson und Sutherland 2002), jedoch scheint in diesem Zusammenhang auch die Prädation durch Raubsäugerarten (Carnivora, Mammalia) eine nicht zu unterschätzende Rolle zu spielen (Crooks und Soulé 1999; Sanders und Maloney 2002; Engl et al. 2004; Südbeck und Krüger 2004). Vor allem in intensiv bewirtschafteten, weitgehend strukturlosen Landschaften kann es demnach durch den Mangel an Deckungsmöglichkeiten zu einer erhöhten Prädationsdisposition von Gelegen kommen (Evans 2004). Hinzu kommt nun seit einigen Jahren, dass kontinuierlich steigende Populationen allochthoner Raubsäugerarten wie Waschbär (*Procyon lotor*) und Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) den Prädationsdruck auf am Boden brütende Vogelarten weiter erhöhen. Trotz dieser Tatsache kommen die meisten Studien, die sich mit der Prädation mittelgroßer Raubsäugerarten beschäftigten, jedoch zu dem Ergebnis, dass in Europa vor allem der Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) als Hauptprädator von Bodenbrütern agiert (Isaksson et al. 2007; Draycott et al. 2008; Pedersen et al. 2009; Fletcher et al. 2010; Carpio et al. 2016; Roos et al. 2018). Für Waschbär und Marderhund konnten in Europa hingegen bislang keine bestandsbeeinflussenden Effekte auf Bodenbrüter festgestellt werden (Kauhala und Kowalczyk 2011; Michler und Michler 2012; Michler 2017).

4.1. Untersuchungen zur Raumnutzung

4.1.1. Raubsäugervorkommen und Prädationspotential im VSG-MH

Deutschlandweit gibt es neben den Großprädatoren Wolf (*Canis lupus*) und Eurasischer Luchs (*Lynx lynx*) insgesamt 14 kleine bis mittelgroße terrestrische Raubsäugerarten (Meining et al. 2009). Mit inbegriffen ist hier auch der seit 1925 als ausgestorben klassifizierte Europäische Nerz (*Mustela lutreola*), der sich im Jahr 2015 nach einer erfolgreichen Wiederansiedlung im Naturpark Steinhuder Meer bei Hannover erstmals wieder in freier Natur fortgepflanzt hat (EuroNerz 2018). Bei vier Arten handelt es sich zudem um allochthone Raubsäugerarten, zu denen neben Waschbär, Marderhund und Mink (*Neovison vison*) seit kurzem auch der langsam aus Südosteuropa einwandernde Goldschakal (*Canis aureus*) zählt (Teubner et al. 2015) (Abb. 109).

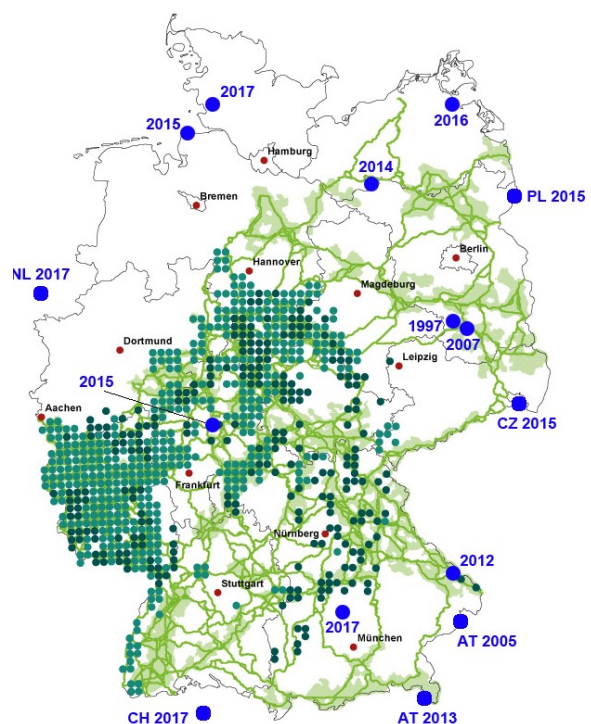


Abb. 109: Nachweise der Wildkatze und Sichtungen des Goldschakals in Deutschland (nach © BUND 2018 und Greiser et al. 2018).

Die Ergebnisse des Kamerafallenmonitorings zeigen, dass fast alle der in Deutschland vorkommenden Raubsäugerarten auch im Vogelschutzgebiet Mittlere Havelniederung (VSG-MH) vorzufinden sind. Lediglich die nicht in Brandenburg verbreiteten Raubsäugerarten Goldschakal, Europäischer Nerz und Wildkatze (*Felis silvestris*) konnten nicht nachgewiesen werden. Letztere war jedoch durch ihre domestizierte Form, die Hauskatze (*Felis silvestris* f. *catus*), vertreten. Die hohe Diversität an Karnivoren, die neben Generalisten wie dem Waschbären und dem Rotfuchs auch seltenere Spezialisten wie das Mauswiesel (*Mustela nivalis*) und den Fischotter (*Lutra lutra*) umfasst, weist auf eine hohe Diversität des Lebensraumes und eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung des Vogelschutzgebietes hin. Die Präsenz des Fischotters lässt außerdem auf eine gute Habitatqualität der Gewässer einschließlich ihrer Uferstrukturen schließen (Bedford 2009). Gleichzeitig deutet eine hohe Diversität an Karnivoren allerdings auch auf einen erhöhten und vielseitigen Prädationsdruck auf deren Beutetiere, einschließlich am Boden brütender Vogelarten, hin.

Da sowohl die Kamerafallen als auch die Lebendfallen zur Maximierung des Fangerfolgs opportunistisch an vielversprechenden Standorten wie Wechsellinien sowie Funden von Kotproben oder Trittsiegeln aufgestellt wurden und beiden Methoden somit kein standardisiertes Verfahren zu Grunde lag, lassen sich anhand der fotografierten Tierarten in dieser Studie keine Abundanzwerte ableiten (Sollmann et al. 2013). Eine effektive Methode, um relative Abundanzen anhand von Kamerafallenbildern zu berechnen, stellt das sogenannte Random Encounter Model (REM) dar (Rowcliffe et al. 2008; Zero et al. 2013; Lucas et al. 2015). Dieses setzt jedoch ein standardisiertes Monitoring voraus, welches in dieser Studie nicht gegeben war. Um die Ergebnisse dieser Studie zu evaluieren, wurde daher ein REM in zwei kürzlich abgeschlossenen Folgestudien (Pilak 2018; Lehne 2018) durchgeführt. In der vorliegenden Studie wurde hingegen mit dem sogenannten Relativen Abundanz Index (RAI) gearbeitet (O'Brien et al. 2003; Jenks et al. 2011), der jedoch trotz seines Namens keine Bestimmung der Relativen Abundanz erlaubt. Stattdessen ermöglicht der RAI die Berechnung von Abundanzindizes (Bildnachweise pro Kamerafallentage), mit deren Hilfe das Vorkommen einer Art in zwei verschiedenen Lebensräumen miteinander verglichen werden kann. Problematisch wird es hier allerdings wieder, wenn die Abundanzindizes zweier verschiedener Arten miteinander verglichen werden sollen, da (1) manche Arten einfacher mit Kamerafallen zu beobachten sind als andere (vgl. Rotfuchs und Mauswiesel) und (2) Tierarten mit einem großen Aktionsraum lokal weniger häufig beobachtet werden als territoriale Tierarten mit kleinen Aktionsraumgrößen (Sollmann et al. 2013). Trotz dieser Einschränkungen erlaubt der Relative Abundanz Index jedoch eine grobe Einschätzung des Vorkommens und der räumlichen Verteilung der lokalen Raubsäugerarten in den verschiedenen Habitattypen.

Sowohl das Kamerafallenmonitoring als auch der Lebendfang wurden zudem auf mittelgroße bis große Raubsäugerarten ausgerichtet (Höhe der Kamerafallen, Standorte, Größe der Lebendfallen, Art der Köder). Aus diesem Grund ist es zunächst wenig überraschend, dass der gewässergebundene und weitgehend auf Fisch spezialisierte (Webb 1975; Kemenes und Nechay 1990) **Fischotter** nur selten vor den Lebendfallen beobachtet (n=3) und auch nicht mit den verwendeten Ködern gefangen werden konnte. Verschiedenen Studien zufolge ernährt sich der Fischotter zwar gelegentlich durchaus auch von Wasservögeln, neben der hohen Präferenz für Fisch spielt der Anteil an Vögeln jedoch eine deutlich untergeordnete Rolle im Nahrungsspektrum (Adrian und Delibes 1987; Kemenes und Nechay 1990; Carss 1995; Sulkava 1996).

Auch die geringe Anzahl an Beobachtungen des **Mauswiesels** ($n=3$) und des **Hermelins** (*Mustela erminea*, $n=3$) sind höchstwahrscheinlich auf die methodischen Einschränkungen des Kamerafallenmonitorings in Kombination mit der selektiven Ernährungsweise beider Arten zurückzuführen. Sowohl Mauswiesel als auch Hermelin ernähren sich in Europa überwiegend von kleinen Nagetieren und Kaninchen (Moors 1975; McDonald et al. 2000). Von beiden Arten ist jedoch bekannt, dass sie gelegentlich auch Vögel fressen und Nester plündern (Moors 1975; McDonald et al. 2000), wobei dies vor allem auf das Hermelin zutrifft. So wurde beispielsweise in Neuseeland ein bedeutender Einfluss des Hermelins auf am Boden brütende Vogelarten nachgewiesen (King und Moody 1982; Murphy und Dowding 1995; Murphy et al. 2008). Die Tatsache, dass im Vogelschutzgebiet keine Kaninchen vorkommen, könnte das Prädationspotential beider Arten auf Bodenbrüter erhöhen. Letztendlich lassen sich aufgrund der methodischen Einschränkungen keine genauen Aussagen weder zum Vorkommen noch zum Prädationspotential beider Arten machen. Beide Arten konnten weder von Pilak (2018) noch von Lehne (2018) im VSG-MH nachgewiesen werden.

Im Gegensatz dazu scheint die sehr geringe Anzahl an Beobachtungen von **Iltis** (*Mustela putorius*, $n=1$) und **Amerikanischem Mink** ($n=7$) aussagekräftiger zu sein. Beide Arten weisen ein deutlich breiteres Nahrungsspektrum auf und hätten aus diesem Grund trotz ihrer kleinen Körpergröße zumindest häufiger an den beköderten Lebendfallen beobachtet werden müssen - wie es bei den etwa gleichgroßen Baum- (*Martes martes*) und Steinmardern (*Martes foina*) der Fall war. Malecha und Antczak (2013) berichten, dass sich der Iltis neben Kleinsäugetern und Vögeln vor allem im Winter überwiegend von Aas ernährt, während Zschille et al. (2014) auch von einem opportunistischen Nahrungsspektrum des Amerikanischen Minks berichten. Die dennoch ausbleibenden Nachweise beider Arten an den Lebendfallen lassen trotz der methodischen Einschränkungen auf ein geringes Vorkommen und daher auch auf ein geringes Prädationspotential beider Arten im UG schließen. Pilak (2018) konnte im selben Gebiet ebenfalls keine der beiden Arten mit Kamerafallen nachweisen, während Lehne (2018) lediglich in einem Fall einen Amerikanischen Mink beobachten konnte. Das geringe Vorkommen ist insofern interessant, weil für beide Raubsäugerarten Studien aus Europa vorliegen, die von einem teilweise sehr hohen Einfluss auf Bodenbrüterarten berichten (Craik 1997; Aars et al. 2001; Macdonald und Harrington 2003; Banks et al. 2008; Malecha und Antczak 2013).

Unter den kleinen Raubsäugerarten wurden **Baummarder** (*Martes martes*) und **Steinmarder** (*Martes foina*) deutlich am häufigsten und sogar häufiger als die größeren Zielarten Dachs (*Meles meles*) und Marderhund gesichtet ($n=225$). Auch bei den Lebendfängen waren beide Vertreter der Gattung *Martes* häufig vertreten, wobei der Steinmarder ($n=6$) häufiger gefangen wurde als der Baummarder ($n=2$). Berücksichtigt man die Tatsache, dass beide Arten häufig vorzeitig aus den Fallen entkamen und das Kamerafallenmonitoring zudem auf größere Tiere ausgerichtet war, ist davon auszugehen, dass Baum- und Steinmarder ein hohes Vorkommen im VSH-MH haben. Am häufigsten wurden beide Marderarten an Gewässerstandorten gesichtet, jedoch unterschied sich die Anzahl der Beobachtungen in den einzelnen Lebensräumen nur unwesentlich. Vögel stellen sowohl für den Baummarder (Baltrunaitė 2002; Posluszny et al. 2007) als auch für den Steinmarder (Posluszny et al. 2007; Balestrieri et al. 2013) eine wichtige Nahrungskomponente dar. Bei Jedrejewski et al. (1993) machten Vögel im Frühjahr sogar ein Drittel des Nahrungsspektrums des Baummarders aus. Während für den in der Roten Liste der gefährdeten Säugetiere als gefährdet gelisteten und in Brandenburg ganzjährig geschonten Baummarder keine Angaben zu Jagdstreckenentwicklungen

vorliegen, steht ein potentiell hohes Vorkommen des Steinmarders im Widerspruch zu den aktuellen Jagdstreckenangaben in Brandenburg. Diese lassen seit der Wiedervereinigung Deutschlands einen starken Bestandseinbruch und ein eher geringes Vorkommen vermuten (siehe dazu Abb. 3 D). Hier offenbart sich allerdings die Problematik, die die Interpretation von Jagdstatistiken zur Bestandsschätzung einer Art mit sich bringt. So hängt der starke Einbruch der Streckenzahlen von über 9.000 Steinmardern Ende der 1980er Jahre auf 404 Stück im Jahr 1991 weniger mit der tatsächlichen Bestandsentwicklung des Steinmarders als vielmehr mit den Veränderungen im Jagdwesen nach der Wiedervereinigung und der politischen Wende zusammen, nach der das Interesse an der Bejagung des Steinmarders deutlich sank. Das geringe Interesse an der Bejagung des Steinmarders hat sich bis heute kaum geändert, so dass die Jagdstrecke hier ungeeignet für die Schätzung des aktuellen Bestandes ist. Obwohl diese Studie somit zu dem Ergebnis kommt, dass Baum- und Steinmarder ein erhöhtes Prädationspotential für die Bodenbrüter im VSG-MH aufweisen, erfolgte aufgrund methodischer und rechtlicher Einschränkungen (Größe und Beschaffenheit der Sender, Schutzstatus des Baummarders) keine genauere Untersuchung der Raumnutzung beider Arten. Im Hinblick auf den raschen Fortschritt in der Entwicklung von GPS-Sendern könnte eine Besenderung von Steinmardern zur Bewertung des Prädationspotentials auf Bodenbrüter in Zukunft jedoch durchaus sinnvoll sein.

Unter den größeren und folglich einfacher mit Kamerafallen nachzuweisenden Raubsäugerarten wurde der **Dachs** am seltensten beobachtet und scheint daher ein vergleichsweise geringes Prädationspotential für die Bodenbrüter im VSG-MH zu haben. Auch andere Studien berichten von einem eher untergeordneten Prädationspotential des Dachses auf Vögel (Bellebaum 2002). Nach Boesi und Biancardi (2002), Schnaitl und Stürzer (2009) sowie Cleary et al. (2011) ernährt sich der Dachs in Europa größtenteils von Pflanzen und Wirbellosen und nur zu einem sehr geringen Anteil von Vögeln. Auch in der Studie von Bellebaum (2002a) wurde der Dachs kaum an Gelegen von Bodenbrütern nachgewiesen. Dachse wurden außerdem am häufigsten in Waldgebieten gesichtet. Dieser Lebensraumtyp spielt für Bodenbrüter im VSG-MH jedoch kaum eine Rolle. Dass die Präferenz des Dachses für Wirbellose und Pflanzen zu einer geringen Präsenz an den beköderten Lebendfallen und somit zu einer Unterschätzung des Bestandes geführt haben könnte, ist ebenso auszuschließen, da die Raubsäuger zum einen nur unwesentlich häufiger abseits der Lebendfallen beobachtet wurden und andererseits die faulen Köder an den Lebendfallen mit der Zeit in hohem Maße Invertebraten anlockten und somit auch für den Dachs eine äußerst attraktive Nahrungsquelle boten.

Überraschend ist die relativ geringe Anzahl an Beobachtungen sowie Lebendfängen des **Marderhundes**, die im Widerspruch zu den aktuellen Landesjagdstrecken stehen. Zwar verzeichnete der Marderhund vor etwa zehn Jahren (2008-2012) im Nordosten Deutschlands einen starken Bestandseinbruch, bedingt durch einen Ausbruch des Staupevirus' (Arnold et al. 2015), jedoch lassen neuere Streckenzahlen aus Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg vermuten, dass sich der Bestand mittlerweile erholt hat. Auch beschränkte sich der Bestandseinbruch fast ausschließlich auf das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern, während die Streckenzahlen, die auch Fallwild beinhalten, in Brandenburg nur geringfügig sanken. Die Ergebnisse von Parker (2014) aus dem benachbarten VSG Havelländisches Luch scheinen dabei zu bestätigen, dass der Marderhund in Brandenburg durchaus eine hohe Bestandsdichte erreicht. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass das geringe Vorkommen des Marderhundes im VSG-MH nicht auf besagten Bestandseinbruch zurückzuführen ist. Auch in der Nachfolgestudie von Lehne (2018) konnten kaum Marderhunde im

VSG-MH nachgewiesen werden, während Pilak (2018) gar keinen Marderhund beobachten konnte. In einer weiteren, im Jahr 2017 durchgeführten Kamerafallenstudie in unmittelbarer Nähe des VSG-MH konnte ebenfalls kein Marderhund nachgewiesen werden (Rottstock in präp.). Somit scheint der Marderhund im VSG-MH ein nur geringes Vorkommen und somit auch ein geringes Prädationspotential für am Boden brütende Vogelarten aufzuweisen. Zum selben Schluss kommen auch Langgemach und Bellebaum (2005), denen zufolge der Marderhund nur eine untergeordnete Bedeutung bei der Prädation von Bodenbrütern hat. Zwar berichten einzelne Studien davon, dass sich der Marderhund durchaus gelegentlich auch von Vögeln ernährt (Wlodek und Krzywinski 1986; Kauhala et al. 1998; Schwan 2003; Sutor et al. 2010) und als Opportunist regelmäßig bei der Vogeljagd verletzte oder bereits tote Vögel erbeutet (Barbu 1972; Naaber 1974; Viro und Mikkloa 1981; Kauhala et al. 1993; Kauhala und Auniola 2001), jedoch gibt es selbst aus dem finnischen Raum, in welchem der Marderhund mittlerweile die häufigste Raubsäugerart darstellt (Kauhala 2007), nur wenige Hinweise auf negative Einflüsse durch Prädation (Lavrov 1971; Kauhala 2004; Kauhala und Kowalczyk 2011). Lediglich eine kürzlich erfolgte Forschungsstudie konnte dort den Marderhund als häufigen Prädator von Kunstnestern identifizieren (Krüger et al. 2018). Die meisten bisher durchgeführten Studien berichten jedoch von einem überwiegenden Anteil an Pflanzen und Wirbellosen im Nahrungsspektrum des Marderhundes (Kauhala et al. 1993; Kauhala et al. 1998; Sutor et al. 2010; Drygala und Zoller 2013). Die leichte Dominanz des Marderhundes an den Gewässerstandorten könnte indes an der höheren Strukturvielfalt und dem sich daraus ergebenden höheren Nahrungsangebot liegen. Drygala et al. (2008) konnten ebenfalls eine moderate Präferenz von Marderhunden für feuchte Schilfbestände nachweisen, jedoch auch für bewaldete Gebiete, während Offenlandhabitats weitgehend gemieden wurden. Baltrunaitė (2006) kommt zu einem ähnlichen Ergebnis. Der Widerspruch bezüglich der Meidung von Waldgebieten und der Präferenz des Offenlandes lässt sich dadurch erklären, dass die Wälder im Untersuchungsgebiet hauptsächlich mit Kiefermonokulturen und einem geringen Unterwuchs besetzt sind. Dieser Habitattyp bietet dem Marderhund wiederum eine relativ geringe Nahrungsverfügbarkeit, während die Obstbäume im Havelland besonders im Spätsommer und Herbst eine hohe Nahrungsverfügbarkeit im Offenland bieten.

Die Tatsache, dass sowohl der Marderhund als auch der Amerikanische Mink tendenziell ein eher geringes Prädationspotential für die Bodenbrüter im VSG-MH aufzuweisen scheinen, lässt die generelle Frage aufkommen, inwiefern die aktuelle Diskussion um den Einfluss dieser beiden allochthonen Raubsäugerarten auf Bodenbrüter gerechtfertigt ist. Beide Arten wurden zusammen beispielsweise weniger häufig beobachtet als die **Hauskatze**. Diese wurde insgesamt am dritthäufigsten und im Offenland sogar am zweithäufigsten nachgewiesen und insgesamt am zweithäufigsten mit den Lebendfallen gefangen. Folglich scheint im VSG-MH von der Hauskatze ein wesentlich höheres Prädationspotential auszugehen als von den beiden Raubsäugerarten Marderhund und Mink zusammen. Das Prädationspotential der Hauskatze scheint sich dabei auf Wiesenbrüter im Offenland zu konzentrieren. An den Gewässerstandorten wurde die Hauskatze kein einziges Mal gesichtet und nur zweimal gefangen. Viele weitere Studien bestätigen die bedeutende Rolle der Hauskatze bei der Prädation verschiedener Singvogelarten im Offenland (Sanders und Maloney 2002; Woods et al. 2003; Baker et al. 2005; Tschanz et al. 2011), und auch bei der im Offenland durchgeführten Studie von Parker (2014) waren Hauskatzen die am dritthäufigsten beobachtete Raubsäugerart im benachbarten VSG. Das hohe Vorkommen von Hauskatzen scheint dabei keine rein lokale Beobachtung, sondern ein bundesweites Phänomen zu sein. So geht das Statistik-Unternehmen Statista

allein in Deutschland von rund zehn Millionen Haushalten aus, in denen mindestens eine Hauskatze lebt (Statista 2018), während man bundesweit von etwa 2 Millionen verwilderten Hauskatzen ausgeht (Fogle 2007). International kommen für Mittel- und Westeuropa etwa 9,2 Millionen Katzen in Frankreich, 6,6 Millionen in Italien, 2,4 Millionen in den Niederlanden und 1,4 Millionen in Österreich (Fogle 2007) sowie 9 Millionen Katzen in Großbritannien (Woods et al. 2003) hinzu. Abgesehen vom hohen Vorkommen der Hauskatze belegen dabei zahlreiche Studien auch eine hohe Prädationsrate auf verschiedene Vogelarten. Demnach machen nach Kleinsäugetern vor allem Singvögel in vielen Studien den zweitgrößten Anteil in der Nahrung der Hauskatze aus (Gillies und Clout 2003; Woods et al. 2003; Baker et al. 2008; Tschanz et al. 2011; Krauze-Gryz et al. 2012), so dass dieser Raubsäugerart europaweit ein hohes Prädationspotential für Bodenbrüter zukommt. Aus diesem Grund ist es ratsam, die Hauskatze und deren potentielle Effekte auf Bodenbrüter in zukünftigen Managementmaßnahmen des VSG-MH zu berücksichtigen und auch eingehendere Untersuchungen zum Prädationspotential von Hauskatzen durchzuführen. Hackländer et al. (2014) schlagen als Lösungsansatz eine Kennzeichnungs-, Registrierungs- und Abgabepflicht von Hauskatzen vor. Nach den Autoren würde dies einerseits dazu führen, dass Hauskatzen von verwilderten Katzen besser unterschieden und somit einfacher reguliert werden könnten, andererseits würde eine Registrierungs- pflicht bessere Hochrechnungen und somit bessere Abschätzungen der ökologischen Auswirkungen ermöglichen, während eine Katzensteuer das generelle Interesse an der Anschaffung einer Hauskatze reduzieren würde. Eine zusätzliche Kastrationspflicht würde außerdem auch eine unkontrollierte Vermehrung sowie eine Verpaarung mit der Wildkatze verhindern. Da die erwähnten Methoden jedoch nicht zu einer Verringerung der sublethalen Effekte auf Bodenbrüter führen würden (Bonnington et al. 2013), wäre es am effizientesten, Hauskatzen permanent im eigenen Wohnbereich zu halten und erst gar nicht ins Freie zu lassen (Horn et al. 2011; Bonnington et al. 2013). Bezüglich der Habitatnutzung scheinen verschiedene in Europa durchgeführte Studien zu teilweise unterschiedlichen Ergebnissen zu kommen: während zahlreiche Telemetriestudien von einer überwiegenden Präferenz für bewaldete Gebiete, Siedlungen und Gewässerlebensräume und einer weitgehenden Meidung von Offenlandflächen berichten (Genovesi und Toso 1995; Daniels et al. 2001; Krauze-Gyrz et al. 2012), konnten wieder andere Studien eine leichte Präferenz für Offenlandhabitate und eine weitgehende Meidung von Wald- und Sumpfgebieten beobachten (Homala und Kauhala 2009). Bei den meisten Studien scheint die Habitatnutzung dabei deutlich positiv vom Vorhandensein von Siedlungen beeinflusst zu werden. Da die im VSG-MH liegenden Siedlungen fast nur von Offenlandflächen umgeben sind, ist es somit kaum überraschend, dass die Hauskatze vor allem in diesem Lebensraumtyp häufig nachgewiesen werden konnte. Dass das lokale Vorkommen von Katzen ferner keine Neuheit ist, zeigt die Namensgebung der nahegelegenen Ortschaft Ketzür, welche sich aus dem Polabischen mit „*Ort, an dem es Kater gibt*“ übersetzen lässt (Fischer 2005).

Die mit Abstand am häufigsten fotografierten Raubsäugerarten waren **Rotfuchs** und **Waschbär**, womit die zu Beginn dieser Arbeit gestellte Hypothese hinsichtlich eines hohen Vorkommens von Rotfuchs, Waschbär und Marderhund nur für die ersten beiden Raubsäugerarten bestätigt werden konnte. Ferner scheint somit auch von diesen beiden Arten das größte Prädationspotential im VSG-MH auszugehen. Für beide Arten wird das hohe Vorkommen durch die aktuell hohen Jagdstrecken in Brandenburg untermauert. Auch stellten Rotfüchse und Waschbären in den Nachfolgestudien von Pilak (2018) und Lehne (2018) die beiden deutlich am häufigsten beobachteten Raubsäugerarten dar, und auch bei der Kamerafallenstudie von Parker (2014)

wurde der Rotfuchs am häufigsten unter den Raubsäugern nachgewiesen. Gleichzeitig konnte Parker (2014) jedoch überraschend wenig Waschbären nachweisen, was sich vermutlich dadurch erklären lässt, dass das VSG Havelländisches Luch deutlich weniger Gewässer und mehr Grünlandflächen enthält und sich die Studie auf den Lebensraum der Großtrappe fokussierte. Die Tatsache, dass Waschbären in der vorliegenden Studie die dominanteste Raubsäugerart an den Gewässerstandorten darstellten und dabei achtmal häufiger an Gewässern als im Wald und 67 mal häufiger an Gewässern als im Offenland nachgewiesen wurden, unterstreicht diese Vermutung. Auch Pilak (2018) und Lehne (2018) konnten Waschbären ausschließlich an Gewässern nachweisen. Eine hohe Präferenz von Waschbären für Gewässerlebensräume ist auch aus zahlreichen weiteren Studien belegt (Fritzell 1978; Sherfy und Chapman 1980; Winter 2005; Fisher 2007; Hermes et al. 2011; Wicke 2014). Im Gegensatz zu den Waschbären zeigten die Rotfuchse eine wesentlich höhere intraspezifische Variabilität in Bezug auf die Präferenz für einen bestimmten Lebensraumtypen, wobei die Anzahl der Rotfuchssichtungen an Gewässerstandorten tendenziell geringer war als im Wald und im Offenland. In letzterem Habitattyp wurden Rotfuchse deutlich am häufigsten beobachtet. Von einer Präferenz des Rotfuchses für bewaldete Flächen berichten auch Janko et al. (2012) und Holmala und Kauhala (2009), während eine Meidung von Gewässerlebensräumen im VSG-MH damit zusammenhängen könnte, dass die meisten gewässernahen Gebiete im Frühjahr überschwemmt sind oder einen sehr hohen Grundwasserspiegel aufweisen. Dies könnte den Rotfuchs wiederum beim Anlegen von Bauen behindern. Da es sich bei den meisten Bodenbrütern im VSG-MH um gewässerassoziierte Vogelarten handelt (Rudolph 2005), scheint der Waschbär somit auf den ersten Blick das größere Prädationspotential für die am Boden brütenden Vogelarten im VSG-MH zu haben. Aufgrund der starken Meidung von Offenlandflächen scheint der Prädationsdruck von Waschbären auf Wiesenbrüter dabei jedoch relativ gering zu sein. Wiesenbrüter scheinen stattdessen den größten Prädationsdruck durch den Rotfuchs und die Hauskatze zu erfahren.

4.1.2. Raumnutzung von Waschbären und Rotfüchsen im VSG-MH

Basierend auf dem Ergebnis des Kamerafallenmonitorings, welches bereits früh ein hohes Vorkommen von Rotfüchsen und Waschbären und somit ein hohes Prädationspotential beider Arten erkennen ließ, wurden insgesamt neun Waschbären und sechs Rotfüchse mit GPS-Sendern ausgestattet und genauer beobachtet. Bereits die unterschiedliche Anzahl an besenderten Tieren je Art verdeutlicht dabei den starken Unterschied in der Fangquote beider Arten: während sich Waschbären relativ leicht fangen ließen und von allen Raubsäugerarten die mit Abstand höchste Fangquote aufwiesen, stellte sich der Fang von adulten Rotfüchsen teilweise als problematisch und äußerst schwierig heraus. So konnte mit Hilfe der Kamerafallen beobachtet werden, dass sich adulte Rotfüchse zwar regelmäßig vor den Lebendfallen aufhielten und diese inspizierten, sich jedoch nur selten fangen ließen. Von geringen Fangraten bei adulten Füchsen wird auch in anderen Studien berichtet (u.a. MacDonald 1993; Janko et al. 2011; Börner 2014; Wicke 2014; Kylmä 2018), wobei Kylmä (2018) die geringe Fangrate mit der hohen Wachsamkeit und Vorsicht von Füchsen begründet.

Ein Kritikpunkt bei den folgenden über die GPS-Telemetrie erlangten Ergebnissen ist vor allem die geringe Stichprobengröße der besenderten Individuen beider Arten. Aus Gründen des Arbeits- und Zeitaufwandes (nur eine Person, niedrige Fangquote beim Fuchs) sowie aus finanziellen Gründen (Kosten eines Senders:

1500 Euro) war eine höhere Stichprobengröße jedoch kaum umzusetzen. Diese Limitierungen spiegeln sich auch in anderen Telemetriestudien beider Raubsäugerarten wider. So schwankt die Stichprobengröße bei bisherigen Telemetriestudien von Waschbären zwar zwischen 1 und 26, liegt im Median aber mit 9,5 Individuen nur unwesentlich höher als in dieser Studie. Außerdem ist auch zu berücksichtigen, dass die in dieser Studie eingesetzten GPS-Sender deutlich teurer sind als die bislang wesentlich häufiger eingesetzten VHF-Sender. Bei Rotfüchsen schwankt die Stichprobengröße in bisherigen Studien zwischen 2 und 24, wobei der Median mit 6,5 ebenfalls nicht wesentlich höher liegt als in dieser Studie (Tab. 13, S. 127). Die Tatsache, dass zwei der fünf über längere Zeit besenderten Füchse ein deutliches Abwanderungsverhalten zeigten, lässt die Vermutung zu, dass es sich bei einem Teil der besenderten Füchse eventuell um subadulte Individuen handelte, die zum Zeitpunkt der Abwanderung noch nicht über ein eigenes Revier verfügten und somit eventuell kein repräsentatives Verhalten zeigten. Walton et al. (2018) konnten bei juvenilen Füchsen beiden Geschlechts ganz ähnliche Abwanderungsverhalten beobachten. Da adulte Individuen mit festen Revieren zudem meist diejenigen sind, die am schwersten zu fangen sind, besteht somit die Möglichkeit, dass in dieser Studie ein wichtiger Teil der Rotfuchspopulation im UG nicht berücksichtigt wurde. Tolhurst et al. (2016) berichten allerdings, dass in ihrer Studie auch adulte Rotfüchse über größere Distanzen von bis zu 300 Kilometern abwanderten, und auch das relativ hohe Körpergewicht der abgewanderten Individuen spricht dafür, dass es sich bei allen in dieser Studie besenderten Individuen um adulte Tiere handelte.

Des Weiteren bleibt, wie bei jeder Telemetriestudie, die Frage offen, inwieweit der Stress während der Besenderung sowie eine eventuelle Störung durch die Halsbandsender das Verhalten der Tiere beeinflusst haben könnte. So rechtfertigt Michler (2016) den Verzicht auf GPS-Sender unter Berufung auf Boldt und Willisch (2011) mit der Argumentation, dass große, schwere GPS-Sender die Tiere in ihrem Verhalten so stark beeinflussen, dass das gezeigte Verhalten nicht mehr als natürlich bewertet werden kann. Auch geht er davon aus, dass Waschbären beim Einsatz großer Sender zahlreiche Baumhöhlen mit einem kleinen Eingang nicht mehr nutzen können und berichtet von durch zu schwere Sender verursachte schwere Verletzungen bei Waschbären im Hals- und Nackenbereich. Die nicht genannte Studie, die er dabei zitiert, verwendete GPS-Sender mit einem Gewicht von 230 g. In dieser Studie wurden Sender mit einem Gewicht von 170 g eingesetzt, wobei das relative Sendergewicht zwischen 1,9 % und 2,9 % des jeweiligen Körpergewichtes betrug und somit unter dem von Kenward (2000) geforderten Schwellenwert von 3 % lag. Michler (2016) nutzte in seiner Arbeit VHF-Sender mit einem deutlich geringeren Gewicht zwischen 40 und 70 g (RTW: 0,65 %). Die Befürchtungen von Michler (2016) konnten derweil bei den wiedergefangenen Untersuchungstieren nicht bestätigt werden; bei keinem der besenderten Tiere konnten Anzeichen von Verletzungen im Hals- und Nackenbereich beobachtet werden. Da die verwendeten GPS-Sender relativ schmal waren, scheint es ferner unwahrscheinlich zu sein, dass sie zu einer wesentlichen Verhaltensänderung führten. Da hingegen durchaus davon auszugehen ist, dass der Lebendfang und die Besenderung der Tiere zu einer kurzfristigen Verhaltensänderung geführt haben, wurden die GPS-Daten der ersten beiden Tage nach der Besenderung nicht in den Untersuchungen zur Raum- und Habitatnutzung berücksichtigt.

Nach der sogenannten resource dispersion hypothesis hängt die Aktionsraumgröße eines Tieres stark mit den verfügbaren Ressourcen wie beispielsweise Nahrung und Deckung und somit mit der Qualität eines Lebensraumes zusammen (Ellis 1964; Kenward 2000; MacDonald 1983). Dieser Zusammenhang wurde

bereits für verschiedene Tierarten nachgewiesen, so unter anderem auch für das Reh (*Capreolus capreolus*) (Tufto et al. 1996), das Spitzmaulnashorn (*Diceros bicornis*) (Götttert et al. 2010), den Braunbären (*Ursus arctos*) (McCloughlin et al. 2000), den Amerikanischen Schwarzbären (*Ursus americanus*) (Powell et al. 1996) sowie verschiedene Vogelarten (Hixon 1980). Nach der Theorie muss ein Tier in einem Lebensraum mit schlechter Ressourcenausstattung wesentlich größere Distanzen zurücklegen und somit eine größere Fläche besetzen, um genügend Nahrung, Wasser und Deckung zu finden, als es in einem Lebensraum mit einer hohen Verfügbarkeit dieser Ressourcen der Fall wäre (Kenward 2000). Somit kann über den Vergleich von Aktionsraumgrößen derselben Tierart in unterschiedlichen Gebieten direkt auf die Habitatqualität der jeweiligen Lebensräume geschlossen werden. Informationen zu ganzjährigen Aktionsraumgrößen des Waschbären in Europa sind nur spärlich vorhanden und beschränken sich auf die Buchenwälder des Müritznationalparks (Michler 2016), das brandenburgische Vogelschutzgebiet Havelländisches Luch (Wicke 2014) und die Stadt Kassel (Michler et al. 2004). Berücksichtigt man auch Telemetriestudien über kürzere Zeiträume, so variieren die Aktionsraumgrößen in der Literatur zwischen 129 ha im urbanen Kassel (Michler et al. 2004) und 886 ha in der brandenburgischen Agrarlandschaft (Vorndran 2012) (jeweils berechnet mit dem $KDE_{95\%}$). In Tabelle 13 wird ersichtlich, dass die Waschbären im VSG-MH somit vergleichsweise relativ kleine Aktionsräume besetzen. Kleinere Aktionsräume wurden bislang nur in urbanen Gebieten festgestellt (Bartoszewicz et al. 2008; Michler et al. 2004). Nach der resource dispersion hypothesis lässt dies darauf schließen, dass die Gewässerlebensräume im VSG-MH sehr gute Bedingungen für den Waschbären bieten, vergleichbar mit urbanen Lebensräumen. Im Gegensatz zum Waschbären liegen für den Rotfuchs in Europa deutlich mehr Telemetriestudien vor. Dieser Sachverhalt ist vor allem damit zu begründen, dass das Forschungsinteresse an der Ökologie des Waschbären in Europa aufgrund der potentiell negativen Effekte auf die heimische Artenvielfalt erst in jüngster Zeit in Erscheinung getreten ist, während die Raumnutzung des Rotfuchses als Überträger mehrerer gefährlicher Zoonosen wie der Tollwut oder des Fuchsbandwurms (*Echinococcus multilocularis*) bereits in der Vergangenheit einem hohen Forschungsinteresse unterlag. Die Aktionsräume des Rotfuchses reichen in Europa von 14,2 ha im urbanen Brighton (UK) (Tolhurst et al. 2016) bis zu über 600 ha in den Grassteppen Finnlands (Kauhala et al. 2006). Mit 283,4 ha fallen die Aktionsraumgrößen des Rotfuchses in dieser Studie damit eher groß aus und weisen daher auf eine generell schlechte Ressourcenausstattung und somit auf ein eher geringeres Prädationspotential auf Bodenbrüter hin.

Tab. 13: Vergleich der Aktionsraumgrößen von Rotfüchsen und Waschbären mit anderen Studien aus Europa

	Gemittelte Aktionsraumgröße (KDE)		Anzahl der Individuen	Habitat	Literaturquelle
	95 %	50 %			
Waschbär	864 ^b	-	8	Agrarlandschaft	Vorndran (2012) ^{2 f}
	807,6 ^b	-	5	Feuchtgebiet	Bartoszewicz et al. (2008) ^{1 a}
	775	-	26	Wald	Michler (2016) ^{1 f}
	608,5 ^b	-	15	Wald	Hohmann et al. (2000) ^{1 f}
	371,3	72,1	11	Agrarlandschaft	Wicke (2014) ^{1 f}
	265,5	51,7	8	Feuchtgebiet	Diese Arbeit^{2 f}
	210,4 ^b	-	5	Urbanes Gebiet	Bartoszewicz et al. (2008) ^{1 a}
	129	-	17	Urbanes Gebiet	Michler et al. (2004) ^{1 f}

/ Fortsetzung Tabelle 13.

Rotfuchs	660	100	6	Wald	Kauhala et al. (2006) ^{1 f}
	283,4	63,8	5	Wald und Feuchtgebiet	Diese Arbeit^{2 f}
	239,15	44,6	2	Agrarlandschaft	Wicke (2014) ^{1 f}
	150,5	19,1	4	Agrarlandschaft und Wald	Cavallini (1996) ^{1 f}
	139,5	-	13	Urbanes Gebiet	Börner (2014) ^{1 f}
	138,9	-	17	Urbanes Gebiet	Janko et al. (2012) ^{1 f}
	~ 107,5 ^c	-	24	Küstenlandschaft	Dekker et al. (2001) ^{1 f}
	71,4 ^b	-	7	Agrarlandschaft	Pandolfi et al. (1997) ^{1 f}
	35,7 ^b	-	8	Urbanes Gebiet	White et al. (1996) ^{1 f}
	14,2	-	20	Urbanes Gebiet	Tolhurst et al. (2016) ^{2 f}

¹ VHF-Studie ² GPS-Studie ^f Fixed Kernel ^a Adaptive Kernel ^b Wert wurde anhand von verfügbaren Daten gemittelt

^c Werte wurde an Grafiken abgelesen und anschließend gemittelt.

Zu berücksichtigen ist beim Vergleich von Aktionsraumgrößen aus verschiedenen Studien, dass diese nur bedingt miteinander vergleichbar sind und abgesehen von der Berechnungsmethode auch von zahlreichen methodischen Parametern abhängen wie beispielsweise der Erfassungsmethode (GPS/VHF), der Jahreszeit, in der die Studie stattfand, der betrachteten Zeitspanne sowie der Anzahl an Lokalisationen (Harris et al. 1990; Tapper und Barnes 1986). Obwohl sich diese methodischen Aspekte in den bislang durchgeführten Studien teilweise erheblich unterscheiden, lässt die in Tab 13. doch sehr deutlich erkennbare Tendenz beim intraspezifischen Vergleich der Aktionsraumgrößen beider Raubsäugerarten mit Angaben aus der Literatur im europäischen Raum darauf schließen, dass diese Unterschiede nicht nur methodisch bedingt sind.

Vergleicht man die Aktionsraumgrößen beider Raubsäugerarten im Untersuchungsgebiet, so unterscheiden sich diese auf den ersten Blick nur unwesentlich voneinander, wenn sie mit dem in der Literatur am häufigsten verwendeten KDE_{95%} berechnet werden (Waschbär: 265,5 ha; Rotfuchs: 283,4 ha). Die Verwendung hochgetakteter GPS-Sender erlaubte in dieser Studie jedoch eine viel genauere Untersuchung der Raumnutzung, als es in vergleichbaren Studien bislang der Fall war. Demnach wurden in dieser Studie nach bestem Wissen zum ersten Mal überhaupt Rotfuchse und Waschbären im selben Gebiet mit GPS-Sendern untersucht, während es sich hier gleichzeitig um eine der ersten GPS-Studien von Waschbären in Europa handelt. Ungeachtet der etwa gleich großen Aktionsräume (KDE_{95%}) deckten die Ergebnisse der GPS-Daten dabei deutliche Unterschiede in der Raum- und Habitatnutzung beider Raubsäugerarten auf. Während sich die Waschbären fast ausschließlich in den schmalen Schilfgürteln entlang der Gewässergrenzen aufhielten, zeigten die Rotfuchse eine wesentlich homogenere und gleichmäßigere Verteilung der GPS-Lokalisationen innerhalb ihrer Aktionsräume. Dies führte bei der Berechnung der Aktionsraumgröße mit dem Kernel zu einer deutlichen Überschätzung der Waschbär-Aktionsräume, da diese aufgrund der hohen Konzentration an den Gewässeruferräumen einen deutlich höheren Anteil an nicht genutzten Gebieten – vor allem in Form von Wasserflächen – enthielten, als es bei den Rotfuchsen der Fall war (Abb. 110). Subtrahiert man diese jeweils nicht genutzten Wasserflächen von den Aktionsraumgrößen der Waschbären, so schrumpft der Kernel_{95%}-Aktionsraum um durchschnittlich 27,3 %, womit sich der tatsächlich genutzte Aktionsraum bei den Waschbären im Vergleich zu den Aktionsräumen der Rotfuchse als deutlich kleiner herausstellt.

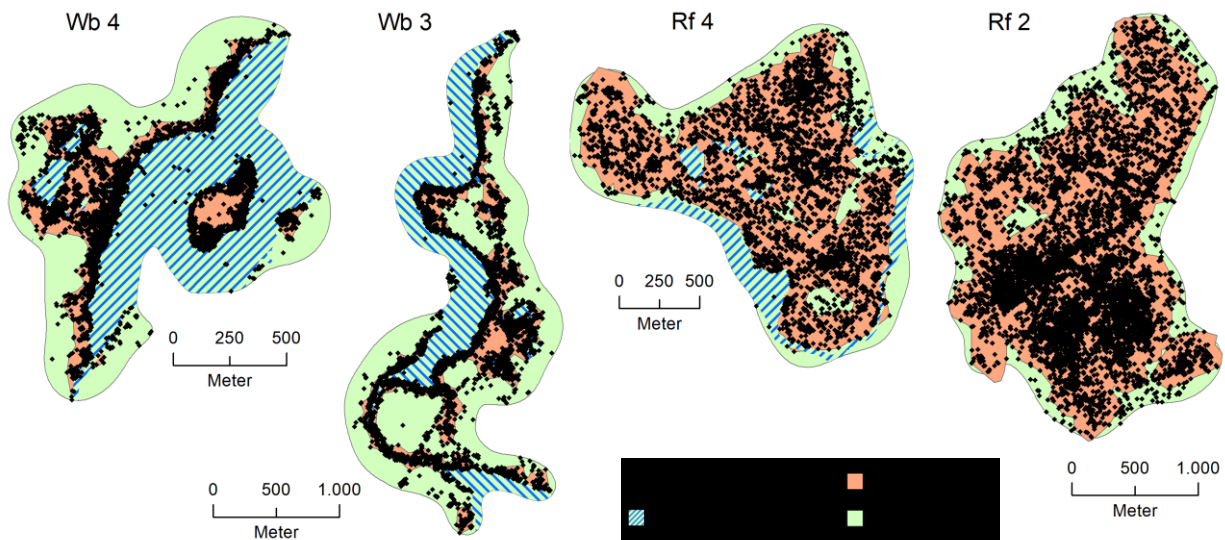


Abb. 110: KDE_{95%} und A-LoCoH_{95%} von zwei Waschbären und zwei Rotfüchsen im Vergleich. Deutlich erkennbar ist der hohe Anteil an nicht genutzten Wasserflächen im KDE_{95%} der beiden Waschbären.

Hier zeigt sich die große Schwäche des Kernels, welches nur schlecht mit scharfen geografischen Grenzen umgehen kann (Getz et al. 2007). Im Gegensatz dazu lieferte die Methode des Adapted Local-Convex-Hull deutlich genauere Ergebnisse, bei dem der Unterschied in der Aktionsraumgröße beider Raubsäugerarten sogar signifikant ausfiel. Dies führt zu der Schlussfolgerung, dass ein Vergleich von Aktionsraumgrößen zweier Arten unter alleiniger Verwendung des KDE_{95%}, wie es in den meisten Studien der Fall ist, nicht ausreichend ist. Vielmehr scheint es beim interspezifischen Vergleich von Aktionsraumgrößen ratsam zu sein, eine Kombination verschiedener Berechnungsmethoden zu verwenden oder gleich auf das Kernel zu verzichten und die Methode des deutlich genaueren Local-Convex-Hull zu verwenden. Die Überschätzung der Aktionsraumgröße aufgrund der spezifischen Bewegungsmuster des Waschbären weist zudem auch auf eine nur bedingte intraspezifische Vergleichbarkeit von Aktionsraumgrößen aus verschiedenen Studien und Lebensräumen hin. Zwar lässt sich die Überschätzung der Aktionsraumgröße mit dem Kernel durch die Bandbreite regeln, im Test kam es dabei allerdings zu einer starken Fragmentierung der Aktionsräume. Da es sich bei den für die Waschbären berechneten Aktionsraumgrößen mit dem KDE_{95%} um Überschätzungen handelt, fällt die in Tab. 13 ersichtliche Tendenz im Vergleich mit anderen Studien noch deutlich größer aus, als zunächst angenommen. Somit sind die in dieser Studie errechneten Aktionsraumgrößen vergleichbar mit Aktionsraumgrößen, die in der Literatur bislang nur in urbanen Gebieten beobachtet wurden (Tab. 13). Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Bewegungsmuster der Waschbären in den anderen Studien nicht bekannt sind und es sich somit auch in den anderen Studien um überschätzte Angaben handeln könnte.

Die ganzjährig hohe Konzentration der Waschbären auf kleinem Raum führt in dieser Studie zu einer hohen Überlappung der individuellen Aktionsräume und somit zu einer erhöhten intraspezifischen Konkurrenz zwischen den Waschbären. Ähnliche Beobachtungen konnten für Waschbären auch in anderen Studien gemacht werden (Hohmann 1998; Lux et al. 1999; Michler et al. 2004; Köhnemann 2007). Die hohe intra-spezifische Konkurrenz in den Schilfgürteln führt als Folge wiederum zu einem hohen Prädationspotential für die in diesem Habitat vorkommenden Schilfbrüter. Im Gegensatz dazu weisen die Rotfüchse aufgrund ihrer deutlich gleichmäßigeren und weniger geklumpten Raumverteilung einen weniger konzentrierten,

gleichmäßigeren Räuberdruck auf ihre Beute auf, so dass die Chance für einen Bodenbrüter, nicht entdeckt zu werden, beim Rotfuchs im Offenland höher ist als beim Waschbären in den hochfrequentierten Schilfgürteln. Im Gegensatz zu der sehr standorttreuen und leicht vorauszusagenden Raumnutzung der Waschbären verdeutlicht bei den Rotfüchsen vor allem die hohe Abwanderungsrate sowie die hohe intraspezifische Variabilität in Bezug auf die Aktionsraumgröße ($KDE_{95\%}$: 98 ha – 489,5 ha; $SD= 127,3$ ha / A-LoCoH: 76,4 ha – 403,1 ha; $SD= 111,1$ ha) und Habitatnutzung die hohe Komplexität der Raumnutzung und das schwer vorauszusagende Bewegungsmuster dieser Raubsäugerart. Demnach wanderten insgesamt zwei der fünf besenderten Rotfüchse aus dem VSG-MH in Richtung Norden ab. Nördlich des VSG-MH befindet sich das VSG Havelländisches Luch, in welchem zum Schutz der wiederangesiedelten Großtrappe (*Otis tarda*) ein Totalabschuss des Raubwildes erfolgt. Diese Abschöpfung des Rotfuchsbestandes könnte durch die Entstehung unbesetzter Reviere zu einer Zuwanderung von Rotfüchsen aus der Umgebung führen, so auch aus dem VSG-MH, und damit die Abwanderung nach Norden erklären. Dass die hohe Abwanderungsrate in dieser Studie nicht zwingend darauf hinweisen muss, dass juvenile oder subadulte Individuen besendert wurden, zeigt die Studie von Tolhurst et al. (2016). Diese konnte auch bei adulten Rotfüchsen geschlechtsunabhängige Abwanderungen über größere Distanzen beobachten. Auch die hohe intraspezifische Variabilität der Rotfüchse in Bezug auf die Aktionsraumgröße ist aus anderen Studien bekannt (Cavallini und Lovari 1994; Lucherini und Lovari 1996; Janko et al. 2012) und stellt nach Macdonald (1983) sowie Geffen et al. (1996) bei Hundartigen auch auf kleinräumiger Ebene keine Besonderheit dar, da die Aktionsraumgröße auch von anderen Faktoren wie dem Alter und Geschlecht der Tiere abhängt. Dasselbe berichten Walker und Sunkist (1997) für den Waschbären, deren Aktionsraumgröße ebenfalls deutlich variierte ($KDE_{95\%}$: 83,9 ha – 485,4 ha; $SD= 149,1$ ha / A-LoCoH: 25,1 ha – 180,5 ha; $SD= 51,3$ ha).

4.1.3. Habitatnutzung von Waschbären und Rotfüchsen im VSG-MH

Aus der Literatur ist allgemein bekannt, dass Waschbären eine hohe Affinität für Gewässerlebensräume besitzen (Fritzell 1978; Sherfy und Chapman 1980; Winter 2005; Fisher 2007; Hermes et al. 2011) und daher eine Präferenz für Sumpfgebiete, Feuchtgebiete, Auenlandschaften und Bruchwälder besitzen (Timm et al. 2016). Entsprechend zeigte die GPS-Telemetrie der Waschbären eine starke Präferenz der Tiere für die Schilfgürtel entlang der Gewässer. Zusammen mit den Ergebnissen des Kamerafallenmonitorings konnte dabei sogar eine fast ausschließliche Nutzung der gewässernahen Schilfgürtel im UG nachgewiesen werden, während Waldgebiete, mit Ausnahme der gewässernahen Bruchwälder, sowie offene Felder und Wiesen stark gemieden wurden. Auch Hermes et al. (2011) berichten von einer starken Präferenz von Waschbären für Gewässerlebensräume. Sowohl Gehrt und Fritzell (1998) als auch Hermes et al. (2011) begründen diese Affinität für Gewässer mit einer ganzjährig verfügbaren Nahrungsquelle in Form von Fisch, Muscheln, Schnecken, Krebsen und Amphibien. Zudem sollen Sumpfgebiete und Moorlandschaften durch ihre diverse Habitatstruktur ideale Deckungsmöglichkeiten vor Störungen und Witterungseinflüssen bieten. Nach Reimoser et al. (2006) stellt ein Wildtier an seinen Schlafplatz verschiedene Anforderungen wie Sichtschutz und somit auch Feindschutz vor Prädatoren und Menschen sowie Klima- und Witterungsschutz vor Kälte, Hitze, Schwüle, Niederschlag und Wind. Diese Ansprüche werden in den dichten Schilfgürteln scheinbar gut erfüllt. Unterstützt wird diese Annahme durch den Fakt, dass sich die Waschbären während des Tages

deutlich häufiger in dichtem Schilfröhricht aufhielten als in den darin befindlichen Gehölzen. Diese Beobachtung zeigt, dass sich Schilfbestände besonders gut als schutzbietende Strukturen und somit als Bodenschlafplätze für den Waschbären eignen, eine Beobachtung, die bereits von Wicke (2014) und Michler (2016) gemacht wurde. Abgesehen von den Schilfbeständen könnten aber auch die vielen Silber- (*Salix alba*) und Bruchweiden (*Salix fragilis*) entlang des Beetzsees und des Kutens zu der Gewässerpräferenz der Waschbären beitragen. Weiden, die bevorzugt an feuchten Standorten wachsen (Lautenschlager-Fleury und Lautenschlager-Fleury 1994), verwittern mit zunehmendem Alter sehr schnell, was dazu führt, dass ältere Weiden häufig kein Kernholz mehr besitzen und hohl werden (Düll und Kutzelnigg 2011). Da Waschbären als ausgezeichnete Kletterer bevorzugt auch auf Bäumen Schutz suchen, bieten ihnen Weiden generell einen besonders guten Tageseinstand. Auch bei Wicke (2014) und Michler (2016) stellten Weiden die mitunter am häufigsten als Tageseinstand genutzten Baumarten dar. Auch die starke Meidung von offenen Feldern und Wiesen wird durch andere Studien unterstützt (Fritzell 1978; Sherfy und Chapman 1980; Glueck et al. 1988; Hohmann und Bartussek 2011). Somit wird die Vermutung unterstützt, dass Waschbären im VSG-MH vor allem für Wasservögel und insbesondere für Schilfbrüter ein hohes Prädationspotential besitzen, während das Prädationspotential für Wiesenbrüter gering zu sein scheint.

Obwohl Waschbären häufig Schlafplätze in Bäumen aufsuchen (Wicke 2014; Michler 2016), wurden die Waldflächen im UG überdeutlich gemieden. Diese Erkenntnis steht im Widerspruch zu einer Vielzahl an Telemetriestudien, die vor allem in den USA durchgeführt wurden und welche allesamt von einer hohen Bedeutung von Waldstrukturen für den Waschbären berichten (Johnson 1970; Lotze 1979; Leberg und Kennedy 1988; Gehrt und Fritzell 1998; Gehrt 2003). Eine Begründung für diesen Widerspruch und die Meidung der Waldflächen im VSG könnte dabei die Tatsache sein, dass die Wälder im VSG-MH fast ausschließlich aus Kiefermonokulturen (*Pinus silvestris*) mit nur geringem Unterwuchs bestehen. Dieser Waldtyp bietet jedoch kaum Nahrungsquellen (Hamilton 1936), so dass die Meidung der Waldflächen vermutlich aus der Meidung von Nadelwäldern resultiert, ähnlich wie es wahrscheinlich beim Marderhund der Fall ist. Auch Chamberlain et al. (2002) sowie Hermes et al. (2011) berichten von einer Präferenz von Laubwäldern und einer deutlichen Meidung von Nadelwäldern und Goretzki und Sparing (2006) sowie Michler (2016) berichten zudem von einer Meidung von Kiefern bei der Schlafplatzwahl. Michler begründet die Meidung der Kiefer mit der dünnen Spiegelrinde im oberen Bereich der Stämme, die den kletternden Waschbären keinen sicheren Halt bietet. Ein weiterer Grund für die Meidung könnte aber auch das Fehlen größerer Astgabeln sein, die dem Waschbären bei anderen Bäumen als Schlafplatz dienen. Bruchwälder wurden von einigen Waschbären leicht präferiert, wurden bei der Berechnung der Habitatnutzung aber in der Kategorie der Feuchtgebiete gezählt, so wie es auch bei Hermes et al. (2011) gemacht wurde. Die hohe Meidung von Wiesen und Weiden im Offenland ist hingegen wenig überraschend und wird auch in anderen Studien häufig so berichtet (Fritzell 1978; Sherfy und Chapman 1980; Hohmann und Bartussek 2011).

Die besenderten Waschbären zeigten generell eine sehr geringe intraspezifische Variabilität in der Nutzung verschiedener Habitatstrukturen. Lediglich in der Präferenz von urbanen Lebensräumen unterschieden sich die einzelnen Untersuchungstiere zum Teil deutlich. Diese Beobachtung lässt sich dadurch erklären, dass einige Siedlungen im VSG direkt am Ufer des Beetzsees liegen, so dass dort die Schilfgürtel zum Teil bis in die Vorgärten reichen. Die sich daraus ergebende fließende Grenze zwischen Schilfröhricht und Siedlung in

Kombination mit einer GPS-ungenauigkeit von einigen Metern führte somit dazu, dass Lokalisationen von einzelnen Waschbären, die sich häufiger in siedlungsnahen Schilfgürteln aufhielten, der Habitatkategorie Siedlung angerechnet wurden. Nach Hohmann und Bartussek (2011) kann eine hohe intraspezifische Variabilität in der Präferenz unterschiedlicher Habitatstrukturen aber auch durch individuell unterschiedliche Präferenzen für verschiedene Nahrungsquellen begründet sein oder, im Falle urbaner Lebensräume, auch das Resultat eines unterschiedlichen Verhaltens gegenüber Menschen sein, wiederum basierend auf unterschiedlichen individuellen Erfahrungen der Tiere. Zu berücksichtigen ist bei der Habitatnutzung der Waschbären zudem, dass diese auch von der vorhandenen Populationsdichte abhängen kann. So kann eine hohe Populationsdichte dazu führen, dass attraktive Habitate bereits besetzt sind (Frylestam 1979) und einige Individuen aufgrund einer hohen Konkurrenz mit Artgenossen in Habitate abwandern müssen, die sie weniger präferieren und bei einer geringeren Populationsdichte nicht aufsuchen würden. Da sich die Aktionsräume der Waschbären im VSG sehr stark überlappen, ist die Habitatnutzung somit zwar unter dem Aspekt einer hohen intraspezifischen Konkurrenz zu betrachten, allerdings werden in der Regel vor allem juvenile und subadulte Individuen durch intraspezifische Konkurrenz abgedrängt, so dass dieser Aspekt angesichts der ausschließlichen Besenderung adulter Tiere vermutlich dennoch vernachlässigbar ist.

Im Gegensatz zu den Waschbären und im Einklang mit Erkenntnissen aus anderen Studien (Holmala und Kauhala 2009; Janko et al. 2012) fiel die Habitatnutzung der besenderten Rotfüchse viel differenzierter aus und wies eine deutlich höhere intraspezifische Variabilität auf. Im Mittel zeigten die einzelnen Tiere jedoch eine höhere Präferenz für Waldgebiete und eine nur moderatere und tendenziell geringere Präferenz für Gewässerlebensräume, als es bei den Waschbären der Fall war. Auch Stiebling (2000) sowie Holmala und Kauhala (2009) berichten von einer Präferenz des Rotfuchses für bewaldete Gebiete, während Schnaitl und Stürzer (2009) von einer deutlichen Meidung von Moorlandschaften berichten. Offene Wiesen und Weiden der Agrarlandschaft wurden in dieser Studie indes weitgehend gemieden. Von einer ähnlichen Habitatnutzung berichten Weber und Meia (1996), während Stiebling (2000) sowie Schnaitl und Stürzer (2009) jedoch eine moderate Präferenz für Grünlandflächen beobachten konnten. Letztere Studie bezieht sich allerdings auf Waldwiesen im Bayerischen Wald. Innerhalb der Waldgebiete präferierten die Rotfüchse Laub-, Misch- und Bruchwälder, während Nadelwälder zwar am häufigsten genutzt, angesichts der hohen Verfügbarkeit von Nadelwaldbeständen jedoch eher gemieden wurden. Auch Schnaitl und Stürzer (2009) konnten eine Präferenz für Mischwälder gegenüber Nadelwäldern beobachten, welche vermutlich, wie bei den Waschbären, ein Resultat der relativ geringen Nahrungsverfügbarkeit in Nadelwäldern als Folge des geringen Unterwuchses ist (Halpin und Bissonette 1988). Nach Jones und Theberge (1982) sowie Halpin und Bissonette (1988) ist Nahrungsverfügbarkeit jedoch der wichtigste Faktor bei der Habitatwahl des Fuchses. Zudem zeigen die Telemetriedaten, dass die Präferenz von Waldflächen vor allem während des Tages hoch war, Wälder also vorwiegend als Tageseinstände genutzt werden. Die gleiche Beobachtung konnte auch Stiebling (2000) machen. Nach Reimoser et al. (2006) haben Wildtiere ganz spezifische Anforderungen an ihren Tageseinstand wie beispielsweise den Schutz vor Feinden oder Klima- und Witterungseinflüssen. Diese Anforderungen werden vermutlich besser in Wäldern erfüllt, in denen es eine Vielzahl von Deckungsmöglichkeiten gibt, als in der Agrarlandschaft, in der vor allem der Schutz vor Störungen sowie Klima- und Witterungseinflüssen schlechter ausfällt. Offenlandhabitate wurden hingegen vor allem während der Nacht präferiert und scheinen daher vor allem für die Nahrungssuche aufgesucht zu werden (Stiebling 2000).

Die Präferenz der besenderten Rotfuchse für Waldflächen weist im Vergleich zum Waschbären zunächst auf ein geringes Prädationspotential auf Bodenbrüter hin, da letztere in Deutschland vergleichsweise selten in Waldgebieten zu finden sind (Andrezke et al. 2005). Zwar zeigten die Rotfuchse nach dem Chesson's Index auch eine moderate Präferenz für Feuchtgebiete, diese konnte allerdings nur im Spätsommer und somit außerhalb der für Vögel allgemein besonders empfindlichen Brutzeit beobachtet werden. Eine weitgehende Meidung von Gewässerstandorten durch Rotfuchse wird ferner auch durch das Kamerafallenmonitoring untermauert. Während die Meidung von Gewässerstandorten somit auf ein geringeres Prädationspotential für Wasservögel hinweist, führt die Präferenz für Waldgebiete stattdessen zu einem vergleichsweise hohen Prädationspotential für Wiesenbrüter in waldnahen Offenlandflächen. Wie die Waschbären zeigten auch die Rotfuchse eine hohe intraspezifische Variabilität in Bezug auf die Präferenz von urbanen Lebensräumen, wobei Siedlungen vorwiegend während der Nacht und somit höchstwahrscheinlich zur Nahrungssuche aufgesucht wurden. Lediglich ein Rotfuchs unterhielt auch seine Tageseinstände in urbanen Gebieten, was die hohe Anpassungsfähigkeit dieser Raubsäugerart verdeutlicht. Bei beiden Arten zeigten die Tiere, die sich häufig in Siedlungen aufhielten, die kleinsten Aktionsraumgrößen. Nach der resource dispersion hypothesis bedeutet dies, dass beide Arten eine gute Ressourcenausstattung in urbanen Lebensräumen vorfinden. Eine negative Korrelation zwischen Aktionsraumgröße und Urbanität wurde für beide Arten auch in anderen Studien beobachtet (Gloor et al. 2001; Michler et al. 2004; Prange et al. 2004; Börner 2014).

4.1.4. Räumliche Prädator-Beute-Überlappung als Hinweis auf sublethale Einflüsse von Waschbären und Rotfüchsen

Sowohl die kleinen Aktionsraumgrößen als auch die hohe Präferenz der Waschbären für Schilfbestände lassen bereits auf der Habitatebene einen hohen Prädationsdruck der Waschbären auf die Wasservögel, insbesondere die Schilfbrüter, im VSG-MH vermuten. Im Gegensatz dazu scheint das Prädationspotential des Fuchses zunächst deutlich geringer zu sein und sich im Wesentlichen auf Wiesenbrüter zu beschränken.

Der räumliche Vergleich von Vogelsichtungen mit der Raumnutzung der Waschbären auf Ebene des Mikrohabitats bestätigt diese Beobachtung. So überschneidet sich eine überdurchschnittlich große Anzahl an Bodenbrütersichtungen mit den Kerngebieten der besenderten Waschbären, wobei der Anteil an Wasservögeln signifikant höher war als der Anteil an Wiesenbrütern. Auch die Beobachtung der Wasservögel mit Hilfe von Kamerafallen entlang der Schilfgürtel lässt auf einen bestehenden räumlichen Zusammenhang zwischen der lokalen Verteilung von Wasservögeln und der Raumnutzung der Waschbären schließen. Zuletzt ergab auch der Chesson Index sowohl für die Waschbären als auch für die Bodenbrüter eine deutliche Präferenz für Wasserflächen und deren angrenzende Schilfgürtel, so dass es im VSG-MH vor allem in besagten Schilfgürteln zu einer hohen Überlappung von Waschbären und Bodenbrütern kommt. Die Waschbären zeigten dabei das ganze Jahr über die gleichen Habitatpräferenzen und Bewegungsmuster. Da die meisten Bodenbrüter jedoch nur während des Frühjahrs und Sommers in den Schilfgürteln zu finden sind, ist es trotz der hohen Überlappung von Prädator und Beute sehr wahrscheinlich, dass die Raumnutzung der Waschbären nicht kausal vom Vorkommen von Bodenbrütern beeinflusst wird, sondern vielmehr ein Resultat ähnlicher Habitatpräferenzen ist. So scheint bei den Waschbären die Präferenz für Gewässer vor allem durch die

hohe und ganzjährige Verfügbarkeit von gewässerassoziierter Nahrung in Form von Fisch, Muscheln, Schnecken, Krabben oder Amphibien verursacht zu werden. Auch Gehrt und Fritzell (1998) sowie Hermes et al. (2011) sehen die allgegenwärtige Verfügbarkeit von gewässerassoziierter Nahrung als ausschlaggebenden Faktor für die starke Gewässerbindung der Waschbären. Zudem bieten die Schilfgürtel auch einen idealen Schutz vor Feinden sowie einen guten Klima- und Witterungsschutz. Auch die Tatsache, dass mit Hilfe der Kamerafallen das lokal höchste Vorkommen von Wasservögeln jeweils an den Standorten mit der höchsten Waschbäraktivität beobachtet wurde, könnte letztlich auf ähnliche Habitatpräferenzen zurückzuführen sein. So handelt es sich bei beiden Standorten, an denen sowohl ein hohes Vorkommen von Wasservögeln als auch eine hohe Waschbäraktivität beobachtet werden konnte, um Schilfgürtel, deren Gewässerseite in östliche bzw. südöstliche Richtung zeigt. Da der Wind im UG vor allem aus nordwestlicher Richtung weht, handelt es sich bei den präferierten Standorten somit um Uferseiten, die sich im Windschatten der Schilfgürtel befinden, so dass es an diesen Standorten nur zu einer geringen Wellenbrandung im Schilfgürtel kommt und das Ufer sehr flach abfällt. Dort, wo sich der See nördlich oder westlich der Schilfgürtel befindet, kommt es hingegen zu einer stärkeren Wellenbrandung und somit zu steiler abfallenden Ufern. Dies konnte vor allem beim Befahren der Uferzonen mit dem Kajak beobachtet werden. Folglich scheint die hohe räumliche Überlappung von Wasservögeln und Waschbären auch hier weniger kausal zusammenzuhängen und vielmehr ein Resultat gleicher Habitatanforderungen zu sein. Vor allem für Wasservögel, die ihr Nest direkt auf der Wasseroberfläche anlegen, könnte es dabei sinnvoll sein, das Nest auf der windabgewandten Lee-Seite der Schilfgürtel und somit an den ruhigeren Gewässerufeln zu bauen.

Ob jedoch kausal oder nicht kausal zusammenhängend, führt die hohe Überlappung von Bodenbrütern und Waschbären an den Gewässerufeln des VSG-MH vor allem während der Brutzeit zu einem hohen Prädationsdruck auf die im Schilf brütenden Vogelarten. Nachweislich kann ein hoher Prädationsdruck wiederum bei einzelnen Individuen zu einem erhöhten Stresslevel und infolgedessen in Form von spezifischen Verhaltensänderungen zu sogenannten sublethalen Effekten führen (Bonnington et al. 2013). Dies schließt Veränderungen in der Wachsamkeit (Childress und Lung 2003), der Habitatnutzung (Creel et al. 2005), der Fluchtdistanz (Diaz et al. 2013) sowie Änderungen in der Raumnutzung (Sih und McCarthy 2002) und dem Nahrungsverhalten (Lima und Bednekoff 1999; Winnie und Creel 2007) mit ein. Diese Verhaltensänderungen können wiederum dazu führen, dass die Tiere weniger Zeit für die Nahrungsaufnahme haben oder eine geringere Jungenfürsorge zeigen, so dass es als weitere Folge zu einer herabgesenkten Fortpflanzungsrate kommt (Cresswell 2008; Peckarsky et al. 2008; Zanette et al. 2011; MacLeod et al. 2018). Andere Studien belegen, dass ein hohes Prädationsrisiko die Nestwahl und die Nestgröße beeinflussen kann (Eggers et al. 2006). Somit kann bereits die hohe Konzentration der Waschbären in den Schilfgürteln des VSG-MH zu einer Verschlechterung der Brutstandorte von Bodenbrütern, insbesondere Schilfbrütern, führen. Hinzu kommt, dass die im VSG-MH verfügbaren Schilfgürtel durch das Weidemanagement schmal gehalten werden und einzelne Weideflächen teilweise sogar bis an das Gewässer heranreichen. Als Folge kommt es in den verbleibenden Restbeständen der Schilfgürtel zu einer lokal erhöhten Konzentration und somit zu einer erhöhten Überlappung von Prädatoren auf der einen Seite und potentieller Beute auf der anderen Seite und folglich wiederum zur Entstehung einer ökologischen Falle für die in den Schilfgürteln brütenden Wasservögel. Dies wiederum führt dazu, dass der Level an direkten und sublethalen Effekten von Waschbären auf die am Boden brütenden Vögel in den Schilfgürteln des VSG-MH weiter verstärkt wird.

Gottschalk und Beeke (2014, 2015) beschreiben dasselbe Phänomen anhand der Breite von Blühstreifen und Feldstrukturen. Dort konnten sie nachweisen, dass das Prädationsrisiko für Rebhühner in schmalen, unter zehn Meter breiten Deckungsstrukturen doppelt so hoch war als in breiteren bis flächigen Strukturen.

Das Raumnutzungsverhalten eines Beutetieres wird wesentlich durch die sogenannte *Landscape of fear* geprägt (Laundré et al. 2001, 2010, 2014). Nach diesem Konzept enthält jede Landschaft aus der Sicht eines Beutetieres gefährliche Zonen, in denen ein erhöhtes Mortalitätsrisiko, beispielsweise in Form erhöhter Prädation, vorherrscht sowie sichere, deckungsreiche Zonen, in denen das Risiko geringer ist. Aus Sicht des Prädators ergibt sich hingegen die gegenteilige *Landscape of opportunity* mit Zonen höheren Jagderfolgs und Zonen, in denen die Aussicht auf Jagderfolg gering ist. Die Größe, Form und Lage der sicheren und unsicheren Zonen zueinander bestimmen maßgeblich den Aufbau der *Landscape of fear* bzw. der *Landscape of opportunity*, ebenso wie das Gesamtverhältnis von sicheren zu gefährlichen Zonen. Letzteres gibt dabei einen Hinweis auf das Gesamtrisiko für eine Beuteart im betroffenen Lebensraum und hat somit auch entscheidenden Einfluss auf die Populationsentwicklung des Beutetieres. Bei einem hohen Anteil von sicheren Zonen ist das Gesamtrisiko für die Beute gering, da diese einen relativ sicheren Zugang zu einer Vielzahl an Ressourcen im Lebensraum hat. Bei einer geringen Anzahl an sicheren Zonen ist das Prädationsrisiko hingegen hoch und Beutetiere müssen auf der Suche nach Ressourcen mehr riskante Zonen durchqueren. Als Folge konzentriert sich die Beute in den wenigen sicheren Zonen (Sih 2005; Laundré 2010). Gleichzeitig beschränkt sich in diesem Fall jedoch auch die *Landscape of opportunity* aus Sicht des Prädators auf diese wenigen sicheren Flächen, die somit gezielt aufgesucht werden können.

Dieses Konzept kann auch auf die Interaktionen zwischen Raubsäugern und Bodenbrütern übertragen werden, da es vor allem in der intensiven Agrarlandschaft in den letzten Jahrzehnten zu einer kontinuierlichen Abnahme von deckungsbietenden Strukturen kam. Als Folge dessen finden Bodenbrüter heute nur noch wenige sichere Rückzugsflächen in Form von Feldrainen, Hecken oder Schilfgürteln. Für Raubsäuger wie den Rotfuchs bieten gerade diese wenigen Feldstrukturen jedoch die *Landscape of opportunity*, in welcher der Jagderfolg am höchsten ist. Dies führt folglich dazu, dass Raubsäuger wie der Rotfuchs in der strukturarmen Agrarlandschaft die wenigen noch vorhandenen Hecken- und Feldstrukturen gezielt nach Beute absuchen und räumliche Überlappungen zwischen Prädator und Beute in Folge dessen zunehmen. Auch nach Evans (2004) und Panek (2013) steigt die Wahrscheinlichkeit eines Aufeinandertreffens von Rotfuchs und Bodenbrütern in strukturell verarmten Landschaften an und auch Kaiser und Storch (1996) sowie Whittingham und Evans (2004) kommen zu dem Ergebnis, dass das Prädationsrisiko für Agrarvögel von der vorhandenen Landschaftsstruktur abhängt. Die auf den ersten Blick sicheren Feldstrukturen entpuppen sich somit häufig als ökologische Fallen. Auch in dieser Studie suchten die Rotfüchse während der Brutzeit gezielt Brachen und Schilfröhrichte auf (Abb. 87) und auch die vergleichsweise hohen Überlappungen zwischen dem Rotfuchs Rf4 und Sichtungen von Goldammer, Feldlerche und Fasan deuten darauf hin, dass der Fuchs zum Teil gezielt Feldstrukturen und Brachen auf der Suche nach Bodenbrütern aufsuchte. Obwohl der Waschbär als opportunistischer Allesfresser hingegen weniger gezielt auf die Suche nach Bodenbrütern geht und die Schilfgürtel höchstwahrscheinlich mehr aufgrund der hohen Verfügbarkeit an Deckung und gewässerassoziierte Nahrung aufsuchte, erhöhen die wenigen vorhandenen Schilfflächen im VSG-MH die Wahrscheinlichkeit eines Aufeinandertreffens von Waschbären und Bodenbrütern.

4.2. Untersuchungen zur Nahrungsökologie

4.2.1. Allgemeine Nahrungsökologie von Waschbären und Rotfüchsen

Im Vergleich zu den räumlichen Untersuchungen erlaubte die nahrungsökologische Untersuchung der Raubtiere direkte Schlüsse auf das Prädationspotential einzelner Raubsäugerarten auf Bodenbrüter zu ziehen und stellt somit eine wichtige Ergänzung zu den Untersuchungen des Raumnutzungsverhaltens dar.

Während das Nahrungsverhalten des Waschbären im nordamerikanischen Raum bereits seit längerem gut erforscht ist (Hamilton 1940; Schoonover und Marshall 1951; Llewellyn und Webster 1960; Greenwood 1981), sind in Europa bislang nur wenige Studien über die Nahrungsökologie des Waschbären bekannt (Lutz 1980; Schwan 2003; Winter 2005; Bartoszewicz et al. 2008; Stahl 2010; Engelmann 2011; Michler 2017). Hohmann und Bartussek (2011) kommen jedoch zu dem Schluss, dass die Ernährungsgewohnheiten der Waschbären in Europa nicht stark von jenen in Nordamerika abweichen. Vor allem aus der nordamerikanischen Literatur ist dabei gut dokumentiert, dass der Waschbär über ein sehr flexibles Nahrungsspektrum verfügt, welches ihm eine hohe Anpassungsfähigkeit an verschiedenste Lebensräume ermöglicht. Auch berichten zahlreiche Studien von stark variierenden Nahrungspräferenzen im Jahresverlauf, wobei der Kleinbär als ausgeprägter Nahrungsopportunist vor allem einfach zugängliche Nahrung bevorzugen soll (Zevell 2002; Hohmann und Bartussek 2011; Engelmann 2011; Michler 2017). Nach Hunter und Barrett (2012) zählt der Waschbär sogar zu den am stärksten omnivor ausgerichteten Säugetieren weltweit. Einen Hinweis auf die omnivore Lebensweise gibt bereits das Gebiss des Waschbären, welches neben den für Raubsäuger (Carnivora) charakteristischen, deutlich vergrößerten Canini und spitzen Prämolaren auch über stumpfe Molaren verfügt, die das Zermahlen und Kauen von pflanzlicher Nahrung erlauben. Auch in dieser Studie konnte für den Waschbären ein relativ breites Nahrungsspektrum beobachtet werden, wobei sich die Nischenbreite mit einem Levin-Index von 0,32 jedoch kleiner als bei den Studien von Engelmann (2011) und Michler (2017) im Müritz-Nationalpark herausstellte. Beide Autorinnen berechneten im Zeitraum von März bis Mai, und damit für einen etwas kürzeren Zeitraum, jeweils einen Levin-Index von 0,40 bzw. 0,66. Mit einer Evenness von nur 0,14 wurden die einzelnen Nahrungskategorien zudem sehr ungleich konsumiert, wobei der Fokus eindeutig auf Baumfrüchten und Weichtieren lag. Engelmann (2011) beobachtete sogar eine noch höhere Ungleichverteilung mit einer Evenness von nur 0,03, während bei Michler (2017) mit einer Evenness von 0,69 ein deutlich ausgewogeneres Nahrungsspektrum vorlag. Der hohe Fokus auf Weichtiere im Nahrungsspektrum des Waschbären konnte auch bei Engelmann (2011) und Michler (2017) beobachtet werden. Michler (2017) schreibt dieses Phänomen dabei den hohen taktilen Fähigkeiten des Waschbären zu, die es ihm erlauben, in seichten Gewässern mit den Pfoten nach Muscheln, Wasserschnecken, Krebsen und Fischen zu fischen. Somit wird dem Kleinbären eine ganzjährig verfügbare Nahrungsquelle eröffnet, welche anderen Raubsäugerarten in Europa in dieser Weise kaum zugänglich ist. Auch nach Lutz (1981), Hohmann (2000) und Zevell (2002) handelt es sich beim Waschbären aufgrund des gedrungenen Körperbaus, den vergleichsweise kurzen, schlanken Läufen und der hohen taktilen Fähigkeiten weniger um einen schnellen und flinken Jäger als vielmehr um einen opportunistischen Sammler.

Das Nahrungsverhalten des Rotfuchses ist in Europa deutlich besser beschrieben und wurde bereits in vielen Studien dokumentiert (u.a. Laursen 2002; Goldyn et al. 2003; Helldin und Danielsson 2007; Lanszki et

al. 2007; Schnaitl und Stürzer 2009; Drygala und Zoller 2013; Jędrzejewski und Jędrzejewska 1992; Pagh et al. 2015). Obwohl es sich beim Fuchs ebenfalls um einen sehr anpassungsfähigen und opportunistischen Allesfresser handelt (Lucherini und Crema 1994; Pagh et al. 2015), weist er im Vergleich zum Waschbären eine grundlegend andere Strategie der Nahrungsbeschaffung auf. So machen ihn sein leichter Körperbau und die längeren Hinterbeine zu einem flinken Jäger und ermöglichen ihm somit auch eine aktive Jagd auf kleinere Säugetiere und Vögel (Drygala und Zoller 2013). Als Folge enthält das Nahrungsspektrum des Rotfuchses für gewöhnlich einen deutlich höheren Anteil an Wirbeltieren, als es beim Waschbären der Fall ist. Auch in dieser Studie zeigte der Rotfuchs mit einem Biomasseanteil von 80,3 % eine sehr deutliche Präferenz für Wirbeltiere und wies daher eine engere Nischenbreite auf als der Waschbär. Kauhala et al. (1998) kommen zu dem Ergebnis, dass das Nahrungsspektrum des Rotfuchses deutlich karnivorer ist, als es bei Dachs (*Meles meles*) und Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) der Fall ist, und auch das Gebiss des Rotfuchses lässt erkennen, dass es vor allem dem Fangen und Zerlegen von Wirbeltieren dient. So sind zum einen die Canini ausgeprägter und die Prämolaren spitzer als beim Waschbären, zum anderen ist auch die für Raubsäuger charakteristische Brechschere zwischen dem vierten Prämolare im Oberkiefer und dem ersten Molar im Unterkiefer deutlich ausgeprägter und ermöglicht dem Rotfuchs somit auch das Aufschneiden von größeren Beutetieren (Voigt 1987). In den meisten Studien machen jedoch Kleinsäuger den Hauptanteil der Nahrung des Fuchses aus (Lindstöm 1994; Laursen 2002; Helldin und Danielsson 2007; Lanszki et al. 2007; Schnaitl und Stürzer 2009; Pagh et al. 2015). Auch in dieser Studie machten Kleinsäuger einen bedeutenden Anteil am Nahrungsspektrum aus. Auf der Jagd nach Kleinsäufern helfen dem Rotfuchs dabei seine gute akustische Wahrnehmungsfähigkeit und die großen, unabhängig voneinander beweglichen Ohren, Beute noch aus großer Entfernung, selbst unter einer meterdicken Schneedecke, punktgenau zu lokalisieren. Neuesten Studien zufolge bedient er sich beim sogenannten Mäusen, dem gezielten Springen auf die Beute, des Erdmagnetfeldes (Červený et al. 2011). Je nach Habitat und Beutevorkommen können vereinzelt auch Arthropoden oder Früchte einen wichtigen Nahrungsbestandteil des Fuchses darstellen (Serafini und Lovari 1993), was erneut dessen hohe Flexibilität und Anpassungsfähigkeit verdeutlicht.

4.2.2. Spezifische Nahrungsökologie von Waschbären und Rotfüchsen

Obwohl der Fokus dieser Arbeit auf der Prädation von Bodenbrütern lag, soll der Vollständigkeit halber im Folgenden auch auf die anderen Nahrungskategorien eingegangen werden.

Für beide Raubsäugerarten gilt dabei zu berücksichtigen, dass in den bisher durchgeführten Studien zur Nahrungsökologie entweder erst gar keine Biomasseanteile bestimmt oder diese jeweils mit komplett verschiedenen Methoden berechnet wurden und daher kaum miteinander vergleichbar sind. So entsteht beispielsweise bei der Berechnung der konsumierten Biomasse, basierend auf Lösungsanalysen, eine große Fehlerquelle bei der Verwendung von verschiedenen Verdauungsfaktoren, die das Verhältnis zwischen der nachgewiesenen und der tatsächlich konsumierten Biomasse angeben sollen. Diese Korrekturfaktoren werden in der Regel durch Fütterungsversuche in Gehegen berechnet (Lockie 1961; Greenwood 1979; Artois et al. 1987), wobei der Grad der Verdauung von Studie zu Studie jedoch von zahlreichen Variablen abhängt wie beispielsweise den jeweiligen Haltungsbedingungen oder der Art und Qualität des Futters.

Auch das Alter, das Geschlecht sowie der gesundheitliche Zustand des Tieres kann die Verdauung beeinflussen (Reynolds und Aebischer 1991). In dieser Studie wurden die Verdauungsfaktoren von Michler (2017) verwendet, die sich zum Teil stark von denen älterer Studien unterscheiden und somit eine Ursache für abweichende Ergebnisse im Vergleich zu älteren Studien sein können. Auch steht der jeweils konsumierte Biomasseanteil in Relation zum Biomasseanteil der übrigen Nahrungskategorien, so dass beispielsweise der Anteil der Vogel-Biomasse in der Nahrung verschiedener Studien auch abhängig davon ist, wie hoch die Biomasseanteile der jeweils anderen Nahrungskategorien ausfielen. Dieser Sachverhalt macht auch einen interspezifischen Vergleich zwischen Waschbären und Rotfüchsen innerhalb dieser Studie schwer. Aus diesem Grund soll im Folgenden vor allem auf die Unterschiede in den jeweiligen Häufigkeiten bzw. Auftretensfrequenzen eingegangen werden. Hier gilt jedoch wiederum zu berücksichtigen, dass Raubsäuger beim Fressen eines kleinen Beutetieres weniger Losung entwickeln, als wenn sie ein großes Beutetier fressen. Aufgrund des geringeren Verhältnisses zwischen Körpervolumen und Körperoberfläche sind kleine Beutetiere zudem weniger verdaubar als große Beutetiere, so dass diese Methode dazu neigt, die Biomasse kleinerer Beutetiere zu überschätzen (Mech 1981). Auch gilt zu beachten, dass Angaben zum Nahrungsspektrum in der Literatur auch von zahlreichen weiteren Parametern wie beispielsweise der Art des jeweils verfügbaren Habitats und dessen Nahrungsressourcen sowie der Jahreszeit abhängen (Gehrt 2003).

Um in dieser Studie aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, war für beide Raubsäugerarten eine ausreichend große Stichprobe an Losungen notwendig, da eine zu geringe Stichprobenanzahl die Wahrscheinlichkeit erhöht hätte, dass eine weniger genutzte Nahrungskategorie nicht in den Losungen entdeckt worden wäre (Trites und Joy 2005). Nach Boitani und Fuller (2000) korreliert die notwendige Mindeststichprobengröße negativ mit zunehmend breitem Nahrungsspektrum des zu untersuchenden Tieres. Lutz (1981) behauptet ferner, dass für eine wesentliche Erfassung des breiten Nahrungsspektrums beim Waschbären nur relativ wenige Stichproben notwendig sind. Trites und Joy (2005) werden konkreter und nennen bei einer Unterscheidung von 12 Nahrungskategorien eine Mindeststichprobengröße von 59 Proben, die notwendig ist, um mit 95%iger Wahrscheinlichkeit sicher sein zu können, dass mindestens in einer der untersuchten Proben eine Nahrungskategorie vorliegt, die nur mit 5%iger Wahrscheinlichkeit vorkommt. Auf Basis dieser Ergebnisse empfehlen sie eine Stichprobengröße von etwa 60 Proben, um unter Annahme einer unabhängigen und gleichmäßigen Nahrungsverteilung alle Nahrungskategorien nachzuweisen. Michler (2017) führte auf Basis zweier Studien zur Ernährung von Waschbären im Müritz-Nationalpark je ein Bootstrapping-Verfahren durch und errechnete eine Mindeststichprobenanzahl von 12 bzw. 18 Proben, ab denen jeweils alle zehn vorher definierte Nahrungskategorien in den Losungen zu finden sein müssten. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass die in dieser Studie vorliegende Stichprobengröße von 60 Waschbär-Losungsproben bei einer Definition von zehn Nahrungskategorien alle relevanten Nahrungskategorien beinhaltet und deren relative Nutzung repräsentativ widerspiegelt. Für den Rotfuchs wurden nur 45 Losungsproben untersucht. Die geringere Anzahl an Proben spiegelt dabei gut die Schwierigkeiten bei der Losungssuche wider. Während Waschbären bevorzugt Latrinen aufsuchen und Losungsproben daher einfach zu finden sind, stellte es sich als problematisch heraus, genügend Losungen der Rotfüchse zu finden. Basierend auf den genannten Studien und da der Rotfuchs ein ähnlich breites Nahrungsspektrum wie der Waschbär aufweist, ist jedoch davon auszugehen, dass für den Fuchs auch eine Stichprobe von 45 Proben ausreichend war, um alle Nahrungskategorien nachzuweisen und repräsentativ widerzuspiegeln.

Wirbeltiere

Der Anteil an Wirbeltieren betrug bei den Waschbären mit 29,1 % etwa ein Drittel der insgesamt konsumierten Biomasse und ist somit vergleichbar mit dem berechneten Wirbeltieranteil bei Michler (2017), die im Frühjahr von einem Biomasseanteil von 27,2 % berichtet. Beide Werte decken sich zudem gut mit den Angaben von Lutz (1981), der zu dem Ergebnis kommt, dass die Nahrung des Waschbären zu 27 % aus Wirbeltieren besteht. Auch die hohe Auftretensfrequenz war mit 66,67 % ebenfalls vergleichbar mit den Ergebnissen aus der Studie von Michler (2017), die von einer Frequenz von 67,6 % berichtet. Beim Rotfuchs fielen Biomasseanteil (80,3 %) und Frequenz (88,9 %) von Wirbeltieren höher aus als beim Waschbären und sind vergleichbar mit denen von Schnaitl und Stürzer (2009). Auch zahlreiche andere Studien berichten von einem hohen Anteil an Wirbeltieren in der Nahrung des Rotfuchses (Jędrzejewski und Jędrzejewska 1992; Kauhala et al. 1998; Goldyn et al. 2003; Lanszki et al. 2007; Jankowiak et al. 2008; Drygala und Zoller 2013).

Mit einer Biomasse von 6,5 % und einer Frequenz von 13,3 % stellten **Kleinsäuger** unter den Wirbeltieren, nach den Vögeln, die zweitgrößte Nahrungskategorie bei den Waschbären dar. Dieser relativ geringe Anteil von Kleinsäufern ist dabei vergleichbar mit den Resultaten von Engelman (2011) aus dem Müritznationalpark. Diese berechnete für Kleinsäuger eine etwas geringere Frequenz von 6,8 % und eine ähnlich hohe Biomasse von 5,1 %. Michler (2017) hingegen berichtet von einer noch geringeren Frequenz von 4,5 % und einem Biomasseanteil von nur 0,73 %, während die Frequenz bei Winter (2005) sogar nur bei 2,6 % lag. Der allgemein geringe Anteil von Kleinsäufern im Nahrungsspektrum des Waschbären spiegelt dabei sehr deutlich dessen Jagdverhalten wider, welches sich eher als ein Sammeln von Nahrung als mit einer schnellen Jagd beschreiben lässt (Hohmann 2000). Auch Heimbach (1975) konnte in Gehegeversuchen keine Jagd auf Kleinsäuger beobachten, während auch viele andere Studien zu dem Ergebnis kommen, dass Kleinsäuger eine untergeordnete Rolle im Nahrungsspektrum des Waschbären spielen und vielmehr zufällig bei Gelegenheit aufgenommen werden (Lutz 1980; Schwan 2003; Stahl 2010). Der Anteil an Kleinsäufern im Nahrungsspektrum des Waschbären ist insofern von großem Interesse, weil vor allem Mäuseartige als natürliche Zwischenwirte des Waschbärspulwurms (*Baylisascaris procyonis*) gelten (Kazacos 2001; Page et al. 2016). Der Anteil an Kleinsäufern fiel bei den Rotfüchsen mit einer Frequenz von 42,2 % deutlich höher aus als bei den Waschbären, während sich vor allem der Biomasseanteil mit 10,5 % im Vergleich zu anderen Studien jedoch als relativ gering herausstellte. Dennoch verdeutlicht das hohe Vorkommen von Kleinsäufern in der Nahrung des Rotfuchses den bereits beschriebenen Unterschied beider Raubsäugerarten in Bezug auf ihr Jagdverhalten. Drygala und Zoller (2013) beobachteten in Mecklenburg-Vorpommern mit 37,0 % im Frühjahr eine ähnlich hohe Frequenz von Kleinsäufern in der Nahrung des Fuchses, während Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) im Frühling von April bis Mai sogar eine Auftretensfrequenz von 63,4 % und eine deutlich höhere Biomasse von 36,8 % für den Nationalpark Białowieża in Polen berechneten. Im Nationalpark Bayerischer Wald wurden Kleinsäuger in 36,1 % der ganzjährig gesammelten Lösungsproben gefunden (Schnaitl und Stürzer 2009). Auch andere Studien kommen zu dem Ergebnis eines hohen Biomasseanteils und einer hohen Frequenz von Kleinsäufern in der Nahrung des Fuchses (Laursen 2002; Goldyn et al. 2003; Helldin und Danielsson 2007; Lanszki et al. 2007; Jankowiak et al. 2008; Pagh et al. 2015). Ebenfalls wie beim Waschbär spielen Kleinsäuger auch beim Rotfuchs aus epidemiologischer Sicht eine wichtige Rolle, da sie als Zwischenwirte des Fuchsbandwurms (*Echinococcus multilocularis*) auftreten (Stieger et al. 2002).

Große Säugetiere bzw. **Aas** tauchten nicht im Nahrungsspektrum des Waschbären auf und auch in anderen Studien wird nur selten von der Aufnahme von Aas bei Waschbären berichtet (Lutz 1981; Schwan 2003; Michler 2017). Engelman (2011) konnten in 3 von 219 Lösungsproben geringe Bestandteile des Rotfuchses nachweisen, während Michler (2017) ebenfalls keine großen Säugetiere nachweisen konnte. Auch hier unterschied sich das Nahrungsverhalten des Rotfuchses sehr deutlich von dem des Waschbären. So stellten große Säugetiere mit einem Biomasseanteil von 67,8 % und einer Frequenz von 46,7 % die am häufigsten genutzte Nahrungsquelle des Rotfuchses dar, und auch zahlreiche weitere Studien berichten von einem bedeutenden Anteil dieser Kategorie im Nahrungsspektrum des Rotfuchses während des Frühlings (Croft und Hone 1978; Doncaster et al. 1990; Jędrzejewski und Jędrzejewska 1992; Schnaitl und Stürzer 2009; Drygala und Zoller 2013), wobei die Biomassenanteile in diesen Studien meist geringer ausfielen. So beziffern Schnaitl und Stürzer (2009) den Biomasseanteil von großen Säugetieren mit 34,6 % auf nur etwa die Hälfte des Anteils in dieser Studie und auch Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) berechneten einen deutlich geringeren Biomassenteil von 48,8 %. Innerhalb der Nahrungskategorie der großen Säugetiere wurden in dieser Studie vor allem Feldhasen (*Lepus europaeus*) konsumiert, gefolgt von Wildschweinen (*Sus scrofa*) und Rehen (*Capreolus capreolus*). Während auch in anderen Studien von zum Teil sehr hohen Prädationsraten bei juvenilen Feldhasen durch Rotfüchse berichtet wird (Reynolds und Tapper 1995; Kauhala et al. 1998), ist davon auszugehen, dass die in den Lösungen gefundenen Borsten größerer Wildschweine hauptsächlich bei der Konsumierung von Aas aufgenommen wurden. So werden die Innereien erlegter Huftiere im VSG in der Regel im Wald vergraben, wo sie dem Fuchs als leicht zugängliche Nahrung dienen. Die Tatsache, dass der Fokus der Jagd im VSG auf dem Wildschwein liegt (mündl. Bengsch), könnte somit auch den relativ hohen Anteil an Wildschweinen im Nahrungsspektrum des Rotfuchses erklären. Bei den konsumierten Rehen hingegen lässt sich letztendlich nicht sagen, ob diese tatsächlich erlegt oder als Aas konsumiert wurden. So konnte Fiderer (2011) den Rotfuchs als den häufigsten Aasfresser an ausgelegten Rehkadavern im Nationalpark Bayerischer Wald beobachten und auch bei Schnaitl und Stürzer (2009) stellte Aas im selben Gebiet eine wichtige Komponente im Nahrungsspektrum des Rotfuchses dar. Besagte Autoren konnten dabei, abgesehen von Mardern (*Martes spec.*) und Feldhasen, vor allem Paarhufer (Artiodactyla) in der Lösung nachweisen. Allerdings berichten viele Studien auch von zum Teil hohen Prädationsraten juveniler Rehe durch den Rotfuchs (Aanes und Andersen 1996; Jarnemo und Liberg 2005). Die hohe Verfügbarkeit juveniler Rehe während des Frühjahres könnte somit eine Erklärung dafür sein, dass der Anteil großer Säugetiere in dieser Studie deutlich höher ausfiel als in anderen Studien, die häufig auf ganzjährig gesammelten Daten basieren. Auch Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) errechneten mit bis zu 30,5 % Biomasseanteil für den Winter und das Frühjahr deutlich höhere Nutzungsanteile von großen Säugetieren als während des Sommers. Der Hauptgrund für die hohe Nutzung von großen Säugetieren scheint jedoch die hohe Verfügbarkeit von Innereien erlegter Tiere zu sein, welche von den lokalen Jägern häufig im Wald vergraben werden. Schließlich könnte der hohe Biomasseanteil auch mit dem verwendeten Verdauungsfaktor zusammenhängen, der nach Goszczyński (1974) mit 118 deutlich höher ausfällt als für alle anderen Nahrungskategorien. Da der Korrekturfaktor ursprünglich für Rehwild berechnet wurde, ist es möglich, dass es bei mittelgroßen Säugetieren wie dem Feldhasen zu einer Überschätzung des gefressenen Biomasseanteils kam. Andere Korrekturfaktoren lagen in der Literatur jedoch nicht vor. Die Verwendung eines zu hohen Verdauungsfaktors könnte gleichzeitig auch eine Unterschätzung des relativen Biomasseanteils anderer Nahrungskategorien zur Folge haben.

„**Reptilien**“ spielten mit einem Biomasseanteil von 2,5 % und einer Frequenz von 5 % eine untergeordnete Rolle im Nahrungsspektrum des Waschbären und auch bei Schwan (2003), Engelmann (2011) und Michler (2017) fiel die Auftretensfrequenz von „Reptilien“ mit jeweils insgesamt 3,4 %, 5 % und 0,4 % sehr klein aus, während Lutz (1980) und Winter (2005) sogar gar keine Reptilien nachweisen konnten. Im Gegensatz dazu lagen die Prädationsraten bei Stahl (2010) mit einer Frequenz von 13 % deutlich höher und auch andere Studien berichten von erhöhten Prädationsraten auf diverse Schildkrötenarten wie der Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) (Schneeweiß und Fritz 2000), der unechten Karettschildkröte (*Caretta caretta*) (Stanczyk et al. 1980; Anderson 1981) oder verschiedenen Wasserschildkröten (Ernst und Lovich 2009). In den Proben der Rotfuchse konnten hingegen gar keine „Reptilien“ nachgewiesen werden und auch in den meisten bisher durchgeführten Studien zur Nahrung des Fuchses wurden „Reptilien“ entweder gar nicht (Jensen und Sequeira 1978; Kauhala et al. 1998; Schnaitl und Stürzer 2009; Drygala und Zoller 2013; Pagh et al. 2015) oder nur in geringen Anteilen beobachtet (Lanzski et al. 2007; Jędrzejewski und Jędrzejewska 1992).

Bestandteile von **Amphibien** konnten weder in den Losungen der Waschbären noch in den Losungen der Rotfuchse nachgewiesen werden. Diese Beobachtung deckt sich mit den Angaben von Winter (2005), die auch keine Amphibien in den Mägen von Waschbären nachweisen konnte, während Lutz (1980) und Zeveloff (2002) ebenfalls von einem sehr geringen amphibischen Anteil im Nahrungsspektrum berichten. Ganz im Gegensatz dazu berichten Stahl (2010), Engelmann (2011) und Michler (2017) von einem deutlich erhöhten Anteil von Amphibien in der Nahrung des Waschbären in Mecklenburg-Vorpommern. Alle drei Autorinnen konnten Amphibien im Frühjahr in jeweils 80 % (Januar – Juli), 31,8 % bzw. 42,3 % der Proben nachweisen. In der Nahrung des Rotfuchses konnten Drygala und Zoller (2013) Amphibien mit einer Frequenz von 17,7 % nachweisen, während Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) für Amphibien und „Reptilien“ zusammen auf einen Biomasseanteil von lediglich 0,2 % kommen. Schnaitl und Stürzer (2009) konnten keine Amphibien in der Nahrung des Rotfuchses im Nationalpark Bayerischer Wald nachweisen. Das gleiche gilt für Jensen und Sequeira (1978) und Pagh et al. (2015). Da Amphibien vor allem an feuchten Standorten und in der Nähe von Gewässern vorkommen, scheinen die widersprüchlichen Literaturangaben bezüglich der Konsumierung von Amphibien durch Füchse ein Resultat der komplexen und intraspezifisch hochvariablen Habitatnutzung der Raubsäuger zu sein. Zudem sind Bestandteile von Amphibien deutlich schwerer in der Losung nachzuweisen, als es beispielsweise bei Säugetieren oder Vögeln der Fall ist, die noch durch kleinste Fragmente von Knochen, Fell oder Federn eindeutig bestimmt werden können. Vor diesem Hintergrund könnte die Tatsache, dass der Anteil unbestimmbarer Wirbeltiere bei den Waschbären mit einem Biomasseanteil von 2,89 % deutlich höher ausfiel als bei den Rotfüchsen (0,12 %), ein Indiz dafür sein, dass ein Teil der unbestimmbaren Nahrungsbestandteile tatsächlich von Amphibien stammt.

„**Fische**“ wurden in jeder fünften (20%) Losungsprobe der Waschbären nachgewiesen, stellten aber nur 1,9 % der konsumierten Biomasse dar. Michler (2017) beobachtete im Frühjahr mit 23,9 % eine ähnlich hohe Frequenz, jedoch auch einen deutlich höheren Biomasseanteil von 14,8 %. Engelmann (2011) berichtet bei einer Frequenz von nur 9,1 % ebenfalls von einem höheren Biomasseanteil von 10,2 %, während bei Stahl (2010) dasselbe Phänomen auftrat. Hier wurden „Fische“ in 77 % der Losungsproben gefunden, machten aber nur 6 % der konsumierten Biomasse aus. Sowohl bei Stahl (2010) als auch in dieser Studie impliziert die hohe Frequenz jedoch, dass „Fische“ regelmäßig von den Waschbären gefressen wurden und es daher

höchstwahrscheinlich zu einer Unterschätzung des Biomasseanteils von „Fischen“ kam. Das Fehlen von „Fisch“ im Nahrungsspektrum des Rotfuchses berichten hingegen auch Goldyn et al. (2003), Schnaitl und Stürzer (2009) sowie Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992), während Drygala und Zoller (2013) mit 3,7 % nur eine geringe Frequenz von „Fisch“ nachweisen konnten. Für beide Raubsäugerarten hängt der Anteil von „Fischen“ in der Nahrung noch deutlicher als bei den Amphibien vom jeweiligen Lebensraum ab, da vor allem in Waldgebieten von einer geringen Verfügbarkeit von „Fischen“ ausgegangen werden kann.

Wirbellose

Etwa ein Viertel (BM= 27,81 %) der Nahrung des Waschbären wurde durch Wirbellose gedeckt, wobei diese Kategorie mit 85 % in fast allen Lösungsproben gefunden wurde. Michler (2017) beobachtete Wirbellose während des Frühjahres in 97,3 % aller Proben und berichtet dabei von einem deutlich höheren Biomasseanteil von 63,9 %, während Engelmann (2011) während derselben Zeit ebenfalls einen höheren Biomasseanteil von 36,7 % nachweisen konnte. In der Nahrung der Rotfüchse spielten Wirbellose eine deutlich geringere Rolle als bei den Waschbären und machten nur 0,32 % der konsumierten Biomasse aus, während die Kategorie jedoch in über der Hälfte aller Lösungen nachgewiesen werden konnte (55,6 %). Lanszki et al. (2007) sowie Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) beobachteten im Frühjahr sowohl für den Biomasseanteil als auch für die Frequenz geringere Anteile von je 0,3 % und 0,1 % (Biomasseanteil) bzw. 27,2 % und 12,2 % (Frequenz). Schnaitl und Stürzer (2009) berichten hingegen von einer vergleichbaren Frequenz.

Unter den Wirbellosen wurden **Gliederfüßer** sowohl bei den Waschbären als auch bei den Rotfüchsen am häufigsten in den Lösungen gefunden, machten jedoch mit 1,5 % bzw. 0,1 % jeweils nur einen sehr geringen Anteil der insgesamt konsumierten Biomasse aus und scheinen daher, energetisch gesehen, eine deutlich untergeordnete Rolle für beide Raubsäugerarten zu spielen. Ein geringer Biomasseanteil von Gliederfüßern bei gleichzeitig hoher Frequenz konnte auch bei Engelmann (2011) und Michler (2017) für den Waschbären nachgewiesen werden und ist auch aus weiteren Waschbärstudien bekannt (Schwan 2003; Winter 2005; Stahl 2010). Für den Rotfuchs berichten Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) sowie Schnaitl und Stürzer (2009) vom selben Phänomen. Dies deutet darauf hin, dass Gliederfüßer von beiden Arten nicht gezielt aufgesucht und gefressen, sondern vielmehr als Beifang mit dem Verzehr von Bodenobst oder anderer pflanzlicher Nahrung aufgenommen werden, wie es auch Winter (2005) für den Waschbären berichtet. Dagegen ist aus anderen Studien bekannt, dass Gliedertiere vor allem für den Rotfuchs außerhalb der Vegetationszeit eine wichtige und ganzjährig verfügbare Ersatznahrungsquelle darstellen (Ciampalini 1985).

Krebse konnten ausschließlich in den Lösungen der Waschbären nachgewiesen werden und spielten dort mit einer Biomasse von 4,3 % eine eher untergeordnete Rolle, kamen aber immerhin in jeder zehnten Lösungsprobe vor (11,7 %). Engelmann (2011) und Michler (2017) berichten mit 0,1 % bzw. 0,7 % ebenfalls von einem vernachlässigbaren Biomasseanteil von Krebsen sowie einer sehr niedrigen Frequenz (2,3 % bzw. 4,05 %). Dass sich der Waschbär zu einem bedeutenden Anteil von Krebsen ernähren kann, ist hingegen aus verschiedenen Studien aus Nordamerika bekannt (Baker et al. 1945; Schoonover und Marshall 1951; Dunn und Chapman 1983). Wie bei den Fischen und Amphibien scheint hier ebenfalls die Verfügbarkeit dieser gewässergebundenen Nahrungskategorie entscheidend zu sein.

Mit einem Biomasseanteil von 21,9 % und einer Auftretensfrequenz von 61,7 % machten **Weichtiere** beim Waschbären den deutlich größten Teil der tierischen Nahrung aus. Michler (2017) berichtet von einem vergleichbar hohen Biomasseanteil von 18,5 % und einer Frequenz von 54,1 %, wobei diese Anteile bei ihr vor allem durch **Schnecken** gedeckt wurden, während **Muscheln** nur in geringen Mengen nachgewiesen werden konnten (1,63 %). Auch Engelmann (2011) berichtet trotz einer hohen Frequenz von Weichtieren in den Lösungsproben (54,4 %) nur von einer sehr geringen Frequenz von Muscheln (4,5 %). Zwar wurden Gehäuse von Schnecken und Muscheln in dieser Studie aufgrund der meist viel zu kleinen, nicht mehr unterscheidbaren Komponenten in einer Nahrungskategorie zusammengefasst, jedoch gibt es Anzeichen dafür, dass Muscheln im UG in deutlich höherer Menge konsumiert wurden, als es Engelmann (2011) und Michler (2017) beschreiben. So wurden entlang der Gewässer des UG regelmäßig Anhäufungen geöffneter Großer Teichmuscheln (*Anodonta cygnea*) entdeckt, wobei Kamerafallen den Waschbären als häufigen Prädator identifizierten. So ist es wahrscheinlich, dass ein nicht unwesentlicher Teil des Weichtieranteils im Nahrungsspektrum des Waschbären durch Muscheln gedeckt wurde. Eine erhöhte Prädationsrate der nach der Roten Liste als gefährdet eingestuften Großen Teichmuschel könnte dabei einen wichtigen Hinweis auf eine negative Auswirkung des Waschbären auf das lokale Gewässerökosystem geben. So spielt die Große Teichmuschel gewässerökologisch eine wichtige Rolle als Laichplatz für den Bitterling (Smith et al. 2004). Stahl (2010) berichtet ebenfalls von einer hohen Frequenz von Weichtieren (79 %), jedoch auch von einem geringen Biomasseanteil (8 %) und auch Engelmann (2011) berechnet den Biomasseanteil von Mollusken mit nur 8,3 %. Wie jedoch bereits Michler (2017) zu bedenken gibt, resultieren die geringen Biomasseanteile höchstwahrscheinlich aus den verwendeten, relativ kleinen Verdauungsfaktoren. So verwendeten beide Autorinnen den Korrekturfaktor nach Greenwood (1979), der bei 7,4 liegt. In dieser Arbeit wurde jedoch der Faktor von Michler (2017) übernommen, der mit 19,96 fast dreimal so hoch liegt. Das häufige Vorkommen von Weichtieren in den einzelnen Lösungen der Waschbären zeigt jedoch, dass der sehr hoch berechnete Biomasseanteil durchaus adäquat zu sein scheint. Für den Fuchs konnte indes auch in anderen Studien kein Vorkommen von Krebsen und Muscheln in der Nahrung nachgewiesen werden (Kauhala et al. 1998; Goldyn et al. 2003; Lanszki et al. 2007; Schnaitl und Stürzer 2009; Drygala und Zoller 2013).

Pflanzliche Nahrung

Der bedeutendste Teil der Nahrung des Waschbären war mit 49,8 % pflanzlichen Ursprungs, wobei Pflanzen mit 53,3 % nur in knapp jeder zweiten Lösungsprobe nachgewiesen werden konnten. Michler (2017) berichtet zwar von einer ähnlich hohen Frequenz von Pflanzen (45,05 %) im Frühjahr, jedoch kommt sie auf einen deutlich geringeren Biomasseanteil von nur 8,94 %. Auch Engelmann (2011) kommt im Frühling lediglich auf einen pflanzlichen Biomasseanteil von 20,5 %. Der überwiegende Teil der pflanzlichen Biomasse wurde bei den Waschbären in dieser Studie durch **Baumfrüchte** gedeckt (43,42 %), während dieser Anteil bei Michler (2017) mit 4,52 % und bei Engelmann (2011) mit 3,5 % ebenfalls deutlich geringer ausfiel. Da 39,8 % der gesamten pflanzlichen Nahrung in dieser Studie auf die **Kirsche** entfallen, lassen sich die hohen Widersprüche in der Nutzung von Baumfrüchten ganz einfach dadurch erklären, dass die Lösungsproben in dieser Studie bis zum 31. Juni gesammelt wurden, während sich die Referenzwerte von Engelmann (2011) und Michler (2017) jeweils auf einen Zeitraum von März bis einschließlich Mai beziehen. Vor allem im Juni waren jedoch bereits häufig Kirschen an den Bäumen im UG zu sehen. Auch sind in unmittelbarer Nähe der Waschbärkernegebiete zahlreiche wildwachsende Kirschbäume zu finden, während

sich nördlich des Oberen Beetzsees sogar eine größere Streuobstwiese befindet. Somit scheinen die Widersprüche in der Nutzung von Baumfrüchten vor allem aus deren unterschiedlicher Verfügbarkeit zu resultieren. Eine hohe Präferenz für Baumfrüchte ist auch bekannt von Schoonover und Marshall (1951), Hohmann und Bartussek (2011) sowie Engelman (2011), die im Sommer einen konsumierten Baumfrüchteanteil von 30,5 % und im Herbst von 64,5 % beobachteten. Weitere pflanzliche Nahrungskomponenten waren **Hagebutten** (3,9 %), die im UG vereinzelt noch bis in den April an Sträuchern zu finden waren sowie in geringen Mengen auch **Pflaumen** (1,7 %), **Nüsse** (0,7 %), **Klatschmohn** (0,6 %) und **Getreide** (1,4 %). Engelman (2011) konnte im Frühjahr einen Biomasseanteil von 5,6 % für Mais beobachten, Michler (2017) beziffert den Anteil von Mais auf 1,07 % und erreicht somit einen ähnlichen Wert wie in dieser Studie. Bucheckern, wie sie Engelman (2011) und Michler (2017) vermehrt nachweisen konnten, wurden aufgrund des offensichtlichen Fehlens von Rotbuchen im UG (*Fagus sylvatica*) nicht in den Losungen gefunden. Bei den Rotfüchsen war der pflanzliche Anteil der Nahrung deutlich geringer und betrug etwa ein Fünftel der konsumierten Biomasse (19,5 %), wobei pflanzliche Komponenten in jeder zweiten Losung nachgewiesen werden konnten (46,7 %). Dies entspricht weitgehend der Beobachtung von Drygala und Zoller (2013), die eine Frequenz von 48,1 % beobachteten, ist jedoch deutlich höher, als es Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) beobachten konnten (Frequenz: 20,7 %; Biomasseanteil: 0,5 %). Ebenso wie bei den Waschbären wurden vor allem **Baumfrüchte** gefressen, wobei **Pflaumen** (11,4 %) und **Kirschen** (7,6 %) den Hauptanteil ausmachten. Ein häufiges Vorkommen von Baumfrüchten darunter auch von Pflaumen und Kirschen in der Nahrung des Rotfuchses ist ebenfalls aus anderen Studien bekannt (Cavallini und Volpi 1996; Padial et al. 2002; Drygala und Zoller 2013) und resultiert in den verschiedenen Studien wieder aus der Verfügbarkeit und somit auch aus der Jahreszeit, in der die jeweiligen Studien durchgeführt wurden.

Insgesamt konnten die zu Beginn dieser Arbeit gestellten Hypothesen hinsichtlich einer Präferenz von Waschbären für Obst und Wirbellose bestätigt werden, wobei der Biomasseanteil von wirbelloser Nahrung jedoch deutlich geringer ausfiel als in vergleichbaren Studien. Auch für den Rotfuchs konnte die vermutete Präferenz für kleine und große Säugetiere bestätigt werden, wobei auch hier der Anteil an Kleinsäuger im Vergleich zu anderen Studien geringer ausfiel, vermutlich aufgrund der lokal hohen Verfügbarkeit von Aas.

4.2.3. Prädation als direkter Einfluss von Waschbären und Rotfüchsen auf Bodenbrüter

Die nahrungsökologische Untersuchung des Waschbären bestätigt die Vermutung aus den Untersuchungen zur Raumnutzung, dass der Waschbär die Vogelpopulationen im VSG-MH in hohem Maß durch Prädation auch direkt beeinflusst. So stellten Vögel mit einem Biomasseanteil von 8,6 % der Gesamtnahrung die am dritthäufigsten genutzte Nahrungskategorie der Kleinbären dar, wobei Federn, Knochen oder Eierschalen in jeder dritten Lösungsprobe gefunden wurden (Frequenz: 33,3 %). Eine höhere Auftretensfrequenz konnte in Europa bislang nur Stahl (2010) mit 50 % nachweisen, wobei Vögel in derselben Studie lediglich einen Biomasseanteil von 3 % der Gesamtnahrung ausmachten. Berücksichtigt man somit sowohl den relativen Biomasseanteil als auch die Auftretensfrequenz von Vögeln in der Nahrung der Waschbären, so liegen die Werte der vorliegenden Studie deutlich über den Angaben bisher durchgeführter Ernährungsstudien im

europäischen Raum. So beobachtete Engelmann (2011) im Frühjahr von März bis Mai beispielsweise mit 4,4 % einen nur halb so hohen Biomasseanteil an Vögeln, als es in dieser Studie der Fall war, während die Frequenz mit 18,2 % ebenfalls deutlich geringer war. Im ganzjährigen Verlauf lag der Biomasseanteil von Vögeln bei Engelmann (2011) sogar nur bei 1,8 % und einer nochmals geringeren Frequenz von 12,7 %. Auch Michler (2017) berichtet für das Frühjahr von einem deutlich geringeren Biomasseanteil von nur 3,2 % und einer Frequenz von 16,2 %, wobei auch bei ihr beide Angaben im ganzjährigen Verlauf noch geringer ausfielen (BM: 2,9 %; AF: 10,8 %). Von noch geringeren Frequenzen berichten Schwan (2003) (10,3 %) und Winter (2005) (12,8 %). Beide Autorinnen berechneten jedoch trotz dieser geringen Frequenzen einen deutlich höheren Biomasseanteil, der bei Schwan (2003) 11,5 % betrug und bei Winter (2005) sogar mit 27,9 % beziffert wurde. Da es sich bei beiden Studien um Mageninhaltsanalysen handelte, bedeutet dies, dass jeweils eine geringe Anzahl an Mägen eine große Menge an Vögeln enthielt. Dabei zeigt sich die generelle Problematik bei der Interpretation von Mageninhaltsanalysen. Da die Verweildauer einer aufgenommenen Nahrung im Magen zum einen deutlich kürzer ist als im Darm, zum anderen aber auch von Nahrungskategorie zu Nahrungskategorie unterschiedlich lange ist, spiegeln Mageninhaltsanalysen nicht nur einen wesentlich kürzeren Moment im Nahrungsverhalten eines Tieres wieder, als es bei Losungsanalysen der Fall ist (Reynolds und Aebischer 1991), sondern werden auch noch durch die jeweils nahrungsbedingt unterschiedlich lange Verweildauer einzelner Nahrungskategorien im Magen beeinflusst. So werden schlechter verdaubare Nahrungskomponenten bei dieser Methode viel wahrscheinlicher nachgewiesen, als dies bei schneller verdaubaren Nahrungskomponenten der Fall ist. Im Fall der Studien von Schwan (2003) und Winter (2005) lassen dabei nicht zuletzt die jeweils relativ niedrigen Frequenzwerte von Vögeln vermuten, dass die hohen Biomasseanteile jeweils durch die Prädation einiger weniger großer Vögel verfälscht wurden. Auf der anderen Seite berichten Cavallini und Volpi (1995) sowie Cuthbert (2003) jedoch auch von gravierenden Nachteilen bei einer rein auf Losungsinhalten basierenden Untersuchung des Nahrungsspektrums einer Art. So werden Bestandteile von Vögeln während des Verdauungsprozesses deutlich stärker fragmentiert als andere Nahrungskomponenten, so dass es bei Losungsanalysen anhand von makroskopischen Bestandteilen zu einer Unterschätzung des Vogelanteils kommen kann. Auch kommt es nach Reynolds und Aebischer (1991) vor allem bei Federn zu Verklumpungen im Magen, was dazu führt, dass diese am Ende nicht gleichmäßig in den Losungen ausgeschieden werden und es zu einer weiteren Unterschätzung des Vogelanteils kommt. Balestrieri et al. (2011) konnten in einer vergleichenden Studie zur Nahrung des Rotfuchses Bestandteile von Vögeln mit einer Häufigkeit von 3,3 % in den Losungsproben nachweisen, während die Frequenz bei den Mageninhaltsanalysen mit 14,2 % mehr als viermal so hoch war. Die Autoren kamen dabei auch statistisch zu dem Ergebnis, dass die Methode der Analyse den größten Einfluss auf die Häufigkeit einzelner Nahrungsquellen in der Nahrung des Rotfuchses hatte. Somit lassen sich die Ergebnisse der Mageninhaltsanalysen von Schwan (2003) und Winter (2005) letztendlich nicht mit den Ergebnissen der koproskopischen Analysen anderer Studien vergleichen. Die Schwierigkeiten beim Nachweis von Vogelresten in der Losung geben jedoch auch Grund zur Vermutung, dass die relativ geringen Biomasseanteile und Frequenzen von Vögeln in bisherigen Studien unter anderem auch auf diese Problematik zurückzuführen sein könnten. Da die hohen Biomasse- und Frequenzwerte in der vorliegenden Studie allerdings auch auf Losungsinhalten basieren, würde dies gleichzeitig auch bedeuten, dass der tatsächliche Anteil von Vögeln in der Nahrung des Waschbären noch höher ausfällt. Engelmann (2011) und Michler (2017) begründen den jeweils geringen Anteil an Vögeln in der Losung der Waschbären indes mit

der ganzjährig hohen Verfügbarkeit alternativer Nahrungsquellen in Form von Mollusken oder Baumfrüchten. Nach Engelmann (2011) sollen verstreut liegende Vogelnester hingegen nur zufällig geplündert werden und scheinen für die opportunistische Nahrungswahl des Waschbären daher kaum eine Rolle zu spielen und das, obwohl der Müritz-Nationalpark ein hohes Vorkommen an Brutvögeln aufweist. Im Vergleich zum Müritz-Nationalpark konzentriert sich im VSG-MH jedoch sowohl die Verteilung der Waschbären als auch die Verteilung der Wasservögel mit den schmalen Schilfgürteln entlang der Gewässer auf eine wesentlich kleinere Fläche. Als Folge stoßen die Kleinbären beim Entlangwandern der Schilfgürtel höchstwahrscheinlich ganz automatisch auf die Gelege der Bodenbrüter. Diese Theorie würde die hohe Prädationsrate von Vögeln erklären und wäre zudem auch konform mit der weitläufigen Theorie, dass sich Waschbären vor allem von leicht zugänglicher Nahrung ernähren (Zeveloff 2002; Engelmann 2011; Michler 2017). Dass der Waschbär einen bestandsbeeinflussenden Prädationsdruck auf Vögel ausüben kann, ist aus Nordamerika hinreichend bekannt (Llewellyn und Webster 1960; Kadlec 1971; Greenwood 1981; Urban 1970; Gaston und Masselink 1997; Hartman et al. 1997). So berichtet Greenwood (1981) beispielsweise aus einem intensiv bewirtschafteten Gebiet in North Dakota, dass er Bestandteile von Vögeln in 34,3 % der Losungen und somit mit einer vergleichbaren Häufigkeit wie in dieser Studie nachweisen konnte.

Tab. 14: Angaben zur Auftretensfrequenz und zum Biomasseanteil von Vögeln in der Nahrung des Waschbären in bisherigen Studien aus Europa. ^M Magenproben ^L Losungsproben

Vogelanteil (%)		Anzahl der Proben	Zeitpunkt	Literaturquelle
Frequenz	Biomasse			
50	3	48 ^L	Januar - Juli	Stahl (2010)
33,3	8,6	60 ^L	März - Juni	Diese Arbeit
18,2	4,4	44 ^L	März - Mai	Engelmann (2011)
16,2	3,2	222 ^L	März - Mai	Michler (2017)
12,8	27,9	39 ^M	Juni - November	Winter (2005)
12,7	1,8	219 ^L	ganzjährig	Engelmann (2011)
12	-	250 ^L	ganzjährig	Lutz (1981)
10,8	2,9	982 ^L	ganzjährig	Michler (2017)
10,3	11,5	58 ^M	ganzjährig	Schwan (2003)

Obwohl der Waschbär als guter Kletterer auch eine potentielle Gefahr für Baumbrüter darstellt, beziehen sich die meisten Prädationsnachweise bislang auf Wasservögel (Llewellyn und Webster 1960; Urban 1970; Kadlec 1971; Greenwood 1981; Gaston und Masselink 1997; Hartman et al. 1997; Davis und Cuthbert 2001; Ellis et al. 2007). Prädationsnachweise auf Wiesenbrütern des Offenlandes sind hingegen selten. Lediglich Lutz (1981) konnte einen Jagdfasan (*Phasianus colchicus*) in den Losungsproben von Waschbären nachweisen. Michler (2017) konnte unter den einzelnen Vogelnachweisen über das ganze Jahr hinweg einen hohen Anteil an Sperlingsvögeln (Passeriformes) identifizieren, wobei sich unter den genauer bestimmten Vögeln ebenfalls keine Wiesenbrüter befanden. Bei 26 % der identifizierten Vögel handelte es sich jedoch um Wasservögel, darunter um Blässhuhn (*Fulica atra*, n=5), Stockente (*Anas platyrhynchos*, n=3), Kormoran (*Phalacrocorax carbo*, n=1) und Teichralle (*Gallinula chloropus*, n=2) sowie um zehn nicht genauer identifizierte Entenvögel (Anatidae) und einen Taucher (*Podiceps spec.*). Engelmann (2011) konnte über das

ganze Jahr hinweg nur ein Blässhuhn, einen unbestimmten Entenvogel und ebenfalls keinen Wiesenbrüter nachweisen. Diese Ergebnisse bestätigen erneut die Vermutung aus den vorangegangenen Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären, dass der Kleinbär nur einen geringen Prädationsdruck auf Wiesenbrüter des Offenlandes ausübt, während sich das hohe Prädationspotential vor allem auf Wasservögel fokussiert. Des Weiteren enthielten zehn Prozent der in dieser Studie untersuchten Losungen Eierschalen, die 30 % der Vogelnachweise darstellten. Dies zeigt, dass ein hoher Anteil der Vögel im VSG-MH durch Nestprädation erbeutet wird. Auch bei Michler (2017) betrug der Anteil an Eierschalen mit 31,5 % etwa ein Drittel der Vogelnachweise im Frühling und Sommer, während Engelmann (2011) 33,3 % der im Frühling und Sommer nachgewiesenen Vögel anhand von Eierschalen identifizierte. Bei Stahl (2010) wurden Eierschalen sogar in jeder zehnten Lösungsprobe nachgewiesen, während die Frequenz bei Lutz (1981) noch bei 7 % lag.

Der Biomasseanteil von Vögeln in der Nahrung des Rotfuchses fiel mit 1,9 % deutlich geringer aus als beim Waschbären und auch die Frequenz, mit der Vögel in den Losungen gefunden werden konnten, war mit 24,4 % geringer als beim Waschbär. Für den Rotfuchs schwanken die Angaben zur Häufigkeit von Vögeln in der Nahrung teilweise deutlich zwischen verschiedenen Studien und reichen von 7,8 % (Baltrunaitė 2002) bis über 52 % (Kauhala et al. 1998), so dass die ermittelte Frequenz in dieser Studie am unteren Ende der Skala einzuordnen ist (Tab. 15). Auch in Bezug auf den Biomasseanteil sind die Ergebnisse dieser Studie deutlich niedriger als in vergleichbaren Studien. Lediglich Borkowski (1994) berichtet von kleineren Werten (0,3 %), während Baltrunaitė (2002) und Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992) im Białowieża Nationalpark von vergleichbar geringen Biomasseanteilen von Vögeln in der Nahrung des Rotfuchses berichten. Die in Tabelle 15 ersichtlichen hohen Unterschiede des Vogelanteils in der Nahrung des Rotfuchses sind dabei, ebenfalls wie beim Waschbären, sowohl auf methodische Unterschiede der jeweiligen Untersuchungen als auch auf die lokale Verfügbarkeit verschiedener Nahrungsressourcen zurückzuführen (Meisner et al. 2014). In diesem Zusammenhang kann das Nahrungsspektrum des Rotfuchses auch durch das lokale Vorkommen von Großkarnivoren beeinflusst werden. So berichten Helldin und Danielsson (2007) beispielsweise, dass sich Rotfüchse in Gebieten, in denen der Luchs (*Lynx lynx*) vorkommt, deutlich häufiger von Aas und dafür weniger von anderen Nahrungsquellen ernähren. Aufgrund des Fehlens von Großkarnivoren im VSG-MH scheidet diese Argumentation allerdings als Begründung des geringen Vogelanteils in den Losungen der Rotfüchse aus. Wesentlich wahrscheinlicher scheint es hingegen zu sein, dass in den größtenteils bewaldeten Kerngebieten der Rotfüchse, aber auch auf den Offenlandflächen, generell bereits ein relativ geringes Vorkommen von am Boden brütenden Vogelarten vorlag, während andere Nahrungsressourcen wie Obst, Kleinsäuger oder Aas in deutlich größerer Menge zugänglich waren. Demnach gibt es im VSG beispielsweise nur wenige Bodenbrüterarten, die in Wäldern vorkommen (Südbeck et al. 2007). Im Vergleich zu den Losungen der Waschbären konnten in den Losungen der Rotfüchse in dieser Studie keine Eierschalen nachgewiesen werden, so dass die Nestprädation durch Rotfüchse im VSG-MH vergleichsweise gering zu sein scheint. Zwar erwähnen Clemens und Stevens (1979), dass Waschbären eine verhältnismäßig geringe Magensäurekonzentration haben, was die Wahrscheinlichkeit eines Nachweises von Eierschalen in der Losung im Vergleich zum Rotfuchs erhöht, jedoch berichten andere Autoren durchaus auch von Eierfunden in Rotfuchslosungen (Lanszki et al. 2007; Jankowiak et al. 2008; Schnaitl und Stürzer 2009). Somit resultiert das Fehlen von Eiern in der Nahrung des Rotfuchses vielmehr aus der vergleichsweise geringen Verfügbarkeit von Bodenbrütern und deren Nestern in Wäldern und im Offenland des VSG.

Im Vergleich zu den Waschbären, die in ihrer Vogelnahrung einen überwiegenden Anteil an Wasservögeln aufweisen, zeigen diverse Ernährungsstudien zum Rotfuchs ein deutlich variableres Bild. Sowohl Pagh et al. (2015) als auch Jensen und Sequeira (1978) konnten unter den in den Mägen von Rotfüchsen identifizierten Vögeln vor allem Hühnervogel (Galliformes) nachweisen, wobei der Jagdfasan einen großen Anteil in dieser Gruppe darstellte. Jensen und Sequeira (1978) wiesen außerdem auch Rebhühner in den Fuchsmägen nach, während Pagh et al. (2015) von einem hohen Anteil an Haushühnern (*Gallus gallus* f. domesticus) berichtet. Beide Studien wiesen ebenfalls in großen Anteilen Singvögel (Passeriformes) und Gänsevögel (Anseriformes) nach, darunter vor allem Stockente, Krickente, Bläsralle und Teichhuhn. Auch in dieser Studie ergaben sich relativ hohe Überlappungsraten der Sichtungen von Bläsralle und Jagdfasan mit dem Kerngebiet des besenderten Rotfuchses Rf4, so dass auch hier erhöhte Prädationsraten zu vermuten sind.

Letztendlich konnten die zu Beginn dieser Arbeit gestellten Hypothesen hinsichtlich eines hohen Vogelanteils im Nahrungsspektrum beider Raubsäugerarten zwar durchaus für den Waschbären, allerdings nur bedingt für den Rotfuchs bestätigt werden. Zwar ernährte sich der Rotfuchs zu einem gewissen Grad auch von Vögeln, präferierte allerdings Säugetiere deutlich mehr, so dass der Vogelanteil relativ gering ausfiel.

Tab. 15: Angaben zur Auftretensfrequenz und zum Biomasseanteil von Vögeln in der Nahrung des Rotfuchses in bisherigen Studien aus Europa, sortiert nach der jeweiligen Auftretensfrequenz.

Vogelanteil (%)		Anzahl der Proben	Zeitpunkt	Literaturquelle
Frequenz	Biomasse			
ca. 52	-	182 ^L	Mai - Juli	Kauhala et al. (1998)
47	-	34 ^M	Frühjahr	Papageorgiou et al. (1988)
45	20	266 ^M	Januar - Mai	Cavallini und Volpi (1996)
40,7	-	27 ^M	März - Mai	Drygala und Zoller (2013)
37,6	13,6	194 ^L	ganzjährig	Schnaitl und Stürzer (2009)
37	-	285 ^M	ganzjährig	Jensen und Sequeira (1978)
36	-	96 ^M	ganzjährig	Pagh et al. (2015)
33,5	35	433 ^L	ganzjährig	Jankowiak et al. (2008)
31,7	3,1	82 ^L	April - Mai	Jędrzejewski und Jędrzejewska (1992)
29,6	-	253 ^M	ganzjährig	Drygala und Zoller (2013)
24,4	1,9	45^L	März - Juni	Diese Studie
23,6	-	212 ^M	ganzjährig	Contesse et al. (2004)
14,9	-	121 ^M	ganzjährig	Balestrieri et al. (2011)
12,5	0,3	144 ^L	Juni - August	Borkowski (1994)
8,2	11,3	1.010 ^L	Frühjahr	Lanszki et al. (2007)
7,8	2,6	579 ^L	April - Oktober	Baltrunaitė (2002)
3,3	-	117 ^L	ganzjährig	Balestrieri et al. (2011)

^M Magenproben ^L Lösungsproben ^{MD} Proben aus dem Magen-Darm Trakt

4.3. Hauptprädatoren von Bodenbrütern im VSG-MH

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass der Waschbär ein hohes Prädationspotential für die Bodenbrüter im VSG-MH besitzt und dabei in hohem Grad sowohl zu einer indirekten (Prädrationsdruck) als auch zu einer direkten (Prädation) Beeinträchtigung der lokalen Bodenbrüterarten beiträgt. Obwohl sich die negativen Auswirkungen des Kleinbären ausschließlich auf die Gewässerlebensräume zu beschränken scheinen, kann der Waschbär dennoch aufgrund des hohen Anteils an Wasservögeln unter den Bodenbrütern im VSG-MH (Rudolph 2005) als einer der Hauptprädatoren von Bodenbrütern im Vogelschutzgebiet bezeichnet werden. Während dieser hohe direkte und indirekte Einfluss des Waschbären auf die Avifauna im Amerikanischen Raum bereits seit langem gut dokumentiert ist (Urban 1970; Cowardin et al. 1983; Johnson et al. 1989, 1992; Sargeant et al. 1993; Schmidt 2003; Ellis et al. 2007), scheinen sich Hinweise auf negative Auswirkungen des Waschbären auf Bodenbrüter in Europa erst in jüngster Zeit zu häufen. So berichtete auch Tischler (2017) jüngst von einem „zweifelsfrei kausalen“ Zusammenhang zwischen abnehmenden Vogelarten und einem steigenden Bestand des Waschbären in einer Parkanlage bei Diskau im Saalekreis, während Marczian (2016) in einer aktuellen Kamerafallenstudie den Waschbär in 86 Prozent aller Fälle als Prädatoren von ausgelegten Kunstnestern identifizierte. Neben dem Einfluss auf Bodenbrüter geben aktuelle Studien aus Europa auch Hinweise auf ein hohes Prädationspotential des Waschbären auf verschiedene andere Tierarten wie beispielsweise die stark gefährdete Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) (Schneeweiß und Breu 2013), den Graureiher (Fischer und Dornbusch 2010, 2014; Schulze 2014), den Kormoran (Fischer und Dornbusch 2008), die Große Teichmuschel (Kopij 2011) und diverse Amphibienarten (Beinlich 2012; Nehring et al. 2015). Als Reaktion auf diese jüngsten Entwicklungen wurde der Waschbär 2016 nach der EU-Richtlinie Nr. 1143/2014 in die Liste der invasiven Arten aufgenommen, so dass für die Art nun sowohl auf Bundesebene als auch auf europäischer Ebene umfassende Regelungen und Beschränkungen gelten (Rabitsch et al. 2015). Trotz dieses Entschlusses werden die Auswirkungen des Waschbären im wissenschaftlichen Diskurs jedoch nach wie vor kontrovers diskutiert. So kommen Michler (2011), Michler und Michler (2012) und Michler (2017) zu dem Schluss, dass vom Waschbären weder ein ernsthafter Prädrationsdruck noch eine Beeinflussung der Artenvielfalt ausgeht. Auch nach Michler und Köhnemann (2009) gibt es keinen kausalen Zusammenhang zwischen abnehmenden Vogelpopulationen und steigenden Waschbärbeständen und auch in der Studie von Engelmann et al. (2011) machten Vögel einen sehr geringen Anteil in der Nahrung des Waschbären aus. Eine Erklärung für diese widersprüchlichen Schlussfolgerungen könnte in einem Zusammenhang zwischen dem Prädrationspotential des Waschbären und der Landschaftsstruktur zu finden sein. So konzentrierten sich die meisten bislang durchgeführten Studien zum Waschbären auf den Müritznationalpark. Dieser bietet Bodenbrütern in den großflächigen und strukturreichen Sumpfgebieten ein vielseitiges Deckungsangebot, während die Waschbären gleichzeitig ein hohes Nahrungsangebot an Mollusken und Früchten vorfinden (Engelmann et al. 2011). Aufgrund des hohen Deckungsangebots finden die Bodenbrüter im Müritznationalpark somit eine für sie überwiegend günstige Landscape of fear vor, in welcher die direkten und sublethalen Effekte durch Prädatoren nur sehr gering ausfallen. Sowohl die Studie von Tischler (2017) als auch die Studie von Marczian (2016) fanden hingegen in einer überformten Kulturlandschaft statt, ebenso, wie es in der vorliegenden Studie der Fall ist. Die Ergebnisse in dieser Studie zeigen dabei eindrücklich, dass sich die für Waschbären und Wasservögel geeigneten Habitate aufgrund der intensiven Landwirtschaft auf wenige schmale Schilfgürtel entlang der

Gewässerufer beschränken, so dass Prädator und Beute in kleinflächigen Refugien gemeinsam vorkommen. Folglich entstehen für die Bodenbrüter eine überwiegend negative Landscape of fear und folglich ein erhöhter Level an sublethalen Effekten. Auch aus anderen Studien ist bekannt, dass Wasservögel durch die großräumige Regulierung von Flussläufen und die Entfernung von Schilfbeständen unter enormem Habitatverlust leiden (Hagemeijer und Blair 1997; Marion et al. 2000; Kear 2005; Kushlan und Hancock 2005; Bauer et al. 2006; Ross et al. 2012; Lehikoinen et al. 2017) und in der intensiven Kulturlandschaft nur noch wenige Refugien finden. Im VSG-MH ist der hohe Einfluss des Waschbären auf Bodenbrüter somit auch als eine direkte Folge der Bewirtschaftungsweise in der Landwirtschaft und dem damit einhergehenden Verlust von geeigneten Schilfhabitaten zu betrachten und scheint folglich auch vom Struktureichtum der Landschaft abzuhängen. Auch nach Kaiser und Storch (1996), Whittingham und Evans (2004), Evans (2004) und Panek (2013) führt eine geringe Strukturvielfalt zu einem deutlich höheren Prädationsrisiko für Bodenbrüter.

Die hochkomplexe und wenig voraussagbare Raumnutzung der Rotfuchse sowie die sehr geringe Fangquote und die sich daraus ergebende relativ geringe Stichprobengröße an besenderten Individuen im Fanggebiet erschweren konkrete Aussagen über das Prädationspotential des Rotfuchses auf Bodenbrüter. Dennoch lassen die Ergebnisse dieser Studie vermuten, dass das Prädationspotential von Rotfüchsen auf die Bodenbrüter im Vergleich zu dem der Waschbären insgesamt geringer ist. Vor allem die hohe Verfügbarkeit leicht zugänglicher Nahrung in Form von Aas und Obst scheint dabei den Prädationsdruck durch die Rotfüchse zu reduzieren. Auch lassen die Ergebnisse dieser Studie vermuten, dass sich das Prädationspotential des Rotfuchses auf Wiesenbrüter in walddahen Gebieten des Offenlands konzentriert. Da der Waschbär in der Agrarlandschaft des VSG-MH nachweislich nicht oder nur in geringer Zahl vorkommt, agiert der Rotfuchs dort dennoch als Hauptprädator von Bodenbrütern. Diese Beobachtung zeigt, dass das Prädationspotential einer Raubsäugerart entscheidend vom Lebensraum und somit auch von der jeweils betroffenen Zielvogelart abhängt. Somit scheint auch für den Großtrappenschutz im nahegelegenen VSG Havelländisches Luch vor allem der Rotfuchs als Raubsäuger von Interesse zu sein. Das hohe Prädationspotential des Rotfuchses auf Wiesenbrüter in der Agrarlandschaft wird zudem durch zahlreiche andere Studien unterstützt (Tab. 16).

Tab. 16: Übersicht über einzelne Studien, die den Rotfuchs als Hauptprädator identifizierten

Autor	Untersuchte Art oder Gruppe	Untersuchungsgebiet
Köster und Bruns (2003)	Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	Küstennahe Agrarlandschaft in Schleswig-Holsteins
Boschert (2005)	Großer Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>)	Oberheingebiet in Baden-Württemberg
Eikhorst (2005)	Kiebitz	Feuchtgebiet östlich von Bremen
Grimm (2005)	Großer Brachvogel	VSG Belziger Landschaftswiesen, Brandenburg
Junker et al. (2005)	Kiebitz	Nordseeküste nördlich von Bremen
Isaksson et al. (2007)	Watvögel	Weiden an der Küste Schwedens
Draycott et al. (2008)	Jagdfasan	Agrarlandschaft in England / Österreich
Pedersen et al. (2009)	Bodenbrüter in Waldgebieten	Bergwälder im Norden Norwegens
Fletcher et al. (2010)	Bodenbrüter in Sumpfgebieten	Sumpfgebiet in Nordengland
Parker (2014)	Bodenbrüter im Offenland	VSG Havelländisches Luch in Brandenburg
Gottschalk und Beeke (2014)	Rebhuhn (<i>Perdix perdix</i>)	Agrarlandschaft in Göttingen
Carpio et al. (2016)	Watvögel	Schweden
Kämmerle et al. (2017)	Raufußhühner (Auerhuhn)	Schwarzwald (Süddeutschland)
Roos et al. (2018)	Bodenbrüter	Agrarlandschaft in England

4.4. Fazit und empfohlene Managementmaßnahmen für den Vogelschutz

Als eine der ersten Studien, die die Raumnutzung von Waschbären und Rotfüchsen mit Hilfe von GPS-Sendern untersucht, sowie der (nach bestem Wissen) allerersten Studie, die die Raumnutzung beider Arten unter Verwendung der GPS-Telemetrie im selben Gebiet analysiert, liefert diese Arbeit neue Einblicke in die Raumnutzung von Waschbären und Rotfüchsen sowie deren Prädationspotential auf Bodenbrüter. Dabei kommt diese Studie zu dem Ergebnis, dass der Waschbär im VSG-MH ein sehr hohes Prädationspotential für die am Boden brütenden Vogelarten im VSG-MH besitzt und dabei in hohem Grad sowohl zu einer indirekten (Prädationsdruck) als auch zu einer direkten (Prädation) Beeinträchtigung der lokalen Wasservögel beiträgt. Bodenbrüter des Offenlandes scheinen hingegen weniger durch den Waschbären gefährdet zu sein und den größten Räuberdruck durch den Rotfuchs zu erfahren. Das Prädationspotential einer Raubsäugerart scheint somit stark vom jeweiligen Lebensraum und somit auch von der jeweils betroffenen Zielvogelart abzuhängen. Eine Pauschalierung von potentiell negative Effekten einzelner Raubsäugerarten auf Bodenbrüter sollte hingegen vermieden werden. Zu beachten ist dabei, dass sich die Ergebnisse dieser Studie nur bedingt auf andere Regionen und Lebensräume übertragen lassen, da der Einfluss eines Prädators auf seine Beute stark von der Strukturvielfalt einer Landschaft und somit vom Aufbau der Landscape of fear abhängt. Aus diesem Grund lässt sich aus den Ergebnissen auch keine eindeutige Aussage zu der derzeit europaweit laufenden Diskussion ableiten, ob der Waschbär eine invasive Art darstellt.

Schließlich konnte die zentrale Hypothese dieser Arbeit, dass neben dem Rotfuchs in erster Linie die allochthonen Raubsäugerarten Waschbär und Marderhund einen negativen Einfluss auf Bodenbrüter ausüben, nur bedingt bestätigt werden. Zwar konnte kein hoher Prädationsdruck durch den Marderhund festgestellt werden, jedoch konnte durchaus ein hoher Einfluss des Waschbären nachgewiesen werden. Auch die zu Beginn gestellte Hypothese, dass Waschbären aufgrund ihrer Präferenz für Gewässer vor allem eine bedeutende Rolle bei der Prädation von Wasservögeln eine Rolle spielen, konnte bestätigt werden.

Basierend auf den Ergebnissen dieser Studie werden folgende Managementmaßnahmen zur Verbesserung des Vogelschutzes und des Raubwildmanagements im VSG-MH empfohlen:

- Die Einschätzung und Bewertung des Prädationspotentials von Raubsäufern auf Bodenbrüter sollte möglichst auf Artebene und differenziert nach Lebensraumtyp stattfinden. Die Waschbären im VSG-MH scheinen beispielsweise ein hohes Prädationspotential für Wasservögel, insbesondere für Schilfbrüter, zu haben, während die Rotfüchse den größten Prädationsdruck auf Bodenbrüter im Offenland ausüben.
- Angesichts der ganzjährig hohen Konzentration von Waschbären entlang der Schilfgürtel, der sehr kleinen und sich in hohem Grad überlappenden Aktionsräume sowie der hohen Fangrate scheinen besonders Waschbären durch Managementmaßnahmen im VSG-MH mit gerechtfertigtem Aufwand regulierbar zu sein. So ließe sich durch eine systematische Entnahme von Waschbären durch den Fang mit Kastenfallen entlang der Schilfgürtel vor allem der Räuberdruck auf Wasservögel unmittelbar reduzieren. Da unter den Bodenbrütern im VSG-MH vor allem Wasservögel gefährdet sind (Rudolph 2005), scheint diese Maßnahme umso effizienter und sinnvoller. Die Bejagung sollte sich dabei auf die Herbst- und Wintermonate konzentrieren. Zum einen erhöht der Mangel an natürlicher Nahrung

außerhalb der Vegetationsphase die Fangquote, zum anderen wird somit eine Störung der Wasservögel während der Balz- und Brutzeit im Frühjahr ausgeschlossen. Zwar argumentieren Helbig (2011) sowie Michler und Michler (2012), dass eine effektive Reduktion der Waschbärbestände durch Bejagung nicht realisierbar ist, jedoch hängt die Effizienz einer Bejagung auch stark von der jeweiligen Landschaft ab. Nach Laundré (2010) hat ein Prädator in einem relativ strukturreichen Gebiet nur einen geringen Einfluss auf die Beutepopulation, so dass eine Entnahme von Prädatoren folglich nur zu einem geringen Zuwachs der Beutepopulation führen würde. In einer, aus Sicht der Beutepopulation, relativ strukturarmen Landschaft kann die Regulierung der Prädatorpopulation hingegen zu einem hohen Zuwachs der Beutepopulation führen. Da die Regulierung des Waschbären gegenwärtig keinem Managementplan unterliegt und auf der freiwilligen Bejagung durch die Jäger erfolgt, wäre es sinnvoll, entsprechende Regulierungen festzuschreiben oder die Bereitschaft zur Waschbärbejagung durch Prämien zu erhöhen.

- Da die Raum- und Habitatnutzung von Rotfüchsen einer hohen intraspezifischen Variabilität unterliegt und viel weniger vorhersagbar ist als die von Waschbären sowie angesichts der Schwierigkeiten beim Lebendfang von Rotfüchsen, stellt sich die grundlegende Frage, ob die jagdliche Regulierung von Rotfüchsen in einem offenen System (ungezäuntes VSG) mit gerechtfertigtem Aufwand überhaupt sinnvoll bzw. möglich ist. Unter der Annahme begrenzter Ressourcen für den Schutz von Bodenbrütern im VSG-MH scheint es daher vielmehr sinnvoll zu sein, den Fokus bei der Regulierung der Raubsäugerbestände nicht auf den Rotfuchs, sondern vielmehr auf den Waschbären zu legen.
- Nach dem Konzept der Landscape of fear führt eine Veränderung des Verhältnisses von sicheren zu unsicheren Zonen in einem Lebensraum zugunsten der sicheren Zonen zu einer höheren Populationsgröße der Beutetiere, da deren Aufenthalt für den Prädator weniger vorhersagbar wird und das Prädationspotential demnach sinkt. Somit stellt die Manipulation der Mikrohabitatzone als Grundstock der Landscape of fear ein wichtiges Managementtool für die Beute- und Räuberpopulation dar (Yong 2013). Folglich sollten die bestandsregulierenden Maßnahmen mit Habitatverbesserungsmaßnahmen wie der Wiederherstellung von Alt- bzw. Seitenarmen sowie der Vergrößerung von Schilf- und Röhrichtbeständen als wichtiger Lebensraum für Wasservögel einhergehen. Obwohl die Wiederherstellung von Uferzonen, großflächigen Verlandungen und Röhrichtmooren unter vielen weiteren Habitatverbesserungsmaßnahmen seit längerem zu den wesentlichen Erhaltungszielen des VSG-MH zählen (Rudolph 2005), scheinen die bislang getroffenen Maßnahmen noch nicht ausreichend zu sein. Für Wiesenbrüter empfiehlt es sich hingegen, Brachflächen anzulegen, wobei diese nicht zu schmal sein sollten. So fanden Gottschalk und Beeke (2014, 2015) heraus, dass das Prädationsrisiko für Rebhühner in schmalen, linearen Strukturen wie Hecken, Feldrainen und Brachstreifen doppelt so hoch ist wie in breiten, flächigen Strukturen. Da der Rotfuchs bevorzugt Linienstrukturen entlangläuft, empfehlen Ewald et al. (2010) außerdem, Brachflächen in der Mitte von Feldern anzulegen. Auch Gottschalk und Beeke (2014) konnten beobachten, dass Rebhühner als Folge der hohen Prädationsdisposition in den Feldstrukturen diese gefährlichen Randstrukturen gezielt meiden. Stattdessen suchen sie im Winter gut überschaubare, abgefrorene Rapsfelder auf, auf denen sie Prädatoren schon von weitem entdecken konnten. Sowohl Ewald et al. (2012), als auch Potts (2012) berichten zudem von rasch ansteigenden Rebhuhnbeständen als Folge einer intensiven Prädatorenbejagung, kombiniert mit erheblichen Habitataufwertungen.

5. Literatur

- Aanes R & Andersen R (1996): The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. *Canadian Journal of Zoology* **74** (10): 1857-1865
- Aars J, Lambin X, Denny R & Griffin AC (2001): Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation* **4** (3): 187-194
- Adrian MI & Delibes M (1987): Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *Journal of Zoology* **212** (3): 399-406
- Aebischer NJ (1991): Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex. In: Firbank LG, Carter N, Darbyshire JF, Potts GR (eds.): *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 305-331
- Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV & Vickery JA (2000): Vi-Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. *Proceedings of the 1999 British Ornithologists Union Spring Conference*. ISBN 0 907446 24 8
- Ammer H & Potschka H (2016): Pharmakologie des zentralen Nervensystems (ZNS) In: Löscher W & Richter A (Eds.): *Lehrbuch der Pharmakologie und Toxikologie für die Veterinärmedizin*. 4. Edition. Enke Verlag: 688 S. ISBN 3830410794
- Anderson DJ (1982): The home range: a new nonparametric estimation technique. *Ecology* **63** (1): 103-112
- Anderson S (1981): The Raccoon (*Procyon Lotor*) on St. Catherines Island, Georgia: Nesting Sea Turtles and Foraging Raccoons. *American Museum of Natural History No 2713*, 16 S.
- Andretzke H, Schikore T & Schröder K (2005): Artsteckbriefe. In: Südbeck P et al. (Hrsg.): *Methodenstandards Zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Radolfzell, S. 135-695
- Arnold JM, Greiser G, Kampmann S & Martin I (2015): Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland. *Jahresbericht 2014. Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD)*. Deutscher Jagdverband (Hrsg.), Berlin
- Artois M, Lemaire M, George J, Demerson JM & Jaquemet J (1987): Les féces du renard (*Vulpes vulpes*) comme indice de consommation ou de préférence alimentaire et d'activité. *Cahiers D'Ethologie Appliquée* **7**: 275-286
- Asner GP, Levick SR, Kennedy-Bowdoin T, Knapp DE, Emerson R, Jacobson J, Colgan MS & Martin RE (2009): Large-scale impacts of herbivores on the structural diversity of African savannas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106** (12): 4947-4952
- Baines D (1990): The Roles of Predation, Food and Agricultural Practice in Determining the Breeding Success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on Upland Grasslands. *Journal of Animal Ecology* **59**: 915-929.
- Baker RH, Newman CC & Wilke F (1945): Food habits of the raccoon in eastern Texas. *Journal of Wildlife Management* **9** (1): 45-48
- Baker, PJ, Bentley AJ, Ansell RJ & Harris S (2005): Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review* **35** (3-4): 302-312

- Baker PJ, Molony SE, Stone E, Cuthill IC & Harris S (2008): Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis* **150**: 86-99
- Balestrieri A, Remonti L, Ruiz-González A, Vergara M, Capelli E, Gómez-Moliner BJ & Prigioni C (2011): Food habits of genetically identified pine marten (*Martes martes*) expanding in agricultural lowlands (NW Italy). *Acta Theriologica* **56** (3): 199-207
- Balestrieri A, Remonti L, Capra RB, Canova L & Prigioni C (2013): Food habits of the stone marten (*Martes foina*)(Mammalia: Carnivora) in plain areas of Northern Italy prior to pine marten (*M. martes*) spreading. *Italian Journal of Zoology* **80** (1): 60-68
- Baltrūnaitė L (2002): Diet composition of the red fox (*Vulpes vulpes* L.), pine marten (*Martes martes* L.) and raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides* Gray) in clay plain landscape, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* **12** (4): 362-368
- Baltrūnaitė L (2006): Diet and winter habitat use of the red fox, pine marten and raccoon dog in Dzūkija National Park, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* **16** (1): 46-53
- Bang P & Dahlström P (2009): Tierspuren: Fährten, Fraßspuren, Losungen, Gewölle und andere. 3. Auflage. BLV Buchverlag: 263 S. ISBN 340515846X
- Banks P, Nordström M, Ahola M, Salo P, Fey K & Korpimäki E (2008): Impacts of alien mink predation on island vertebrate communities of the Baltic Sea Archipelago: review of long-term experimental study. *Boreal Environment Research* **13**: 3-16
- Barbu P (1972): Beiträge zum Studium des Marderhundes, *Nyctereutes procyonoides ussuriensis* aus dem Donaudelta. *Säugetierkundliche Mitteilungen* **20**: 375-405
- Barnosky AD, Koch PL, Feranec RS, Wing SL & Shabel AB (2004): Assessing the Causes of Late Pleistocene Extinctions on the Continents. *Science* **306** (5693): 70-75
- Bartlett LJ, Williams DR, Prescott GW, Balmford A, Green RE, Eriksson A, Valdes PJ, Singarayer JS & Manica A (2016): Robustness despite uncertainty: regional climate data reveal the dominant role of humans in explaining global extinctions of Late Quaternary megafauna. *Ecography* **39** (2): 152-161
- Bartoszewicz M & Zalewski A (2003): American mink, *Mustela vison* diet and predation on waterfowl in the Słońsk Reserve, western Poland. *Folia Zoologica* **52** (3): 225-238
- Bartoszewicz M, Okarma H, Zalewski A & Szczęsna J (2008): Ecology of the Raccoon (*Procyon lotor*) from Western Poland. *Annales Zoologici Fennici* **45** (4): 291-298
- Basuony M, Saleh M, Riad A & Fathy W (2005): Food composition and feeding ecology of the red fox *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) in Egypt. *Egyptian Journal of Biology* **7** (1): 96-102
- Bauer HG, Bezzel E & Fiedler W (2006): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Aula Verlag: 40 S. ISBN 3891046960
- Becker, PH (2003): Biomonitoring with birds. In: Tataruch F und Kierdorf H (eds.): Trace Metals and other Contaminants in the Environment. Bioindicators & Biomonitors – Principles, Concepts and Applications **6**: S. 677-736

- Becker S (2011): Der Waschbär (*Procyon lotor* Linné, 1758) in Deutschland - eine Konfliktart?
Bachelorarbeit, Georg-August-Universität Göttingen
- Bedford SJ (2009): The effects of riparian habitat quality and biological water quality on the European Otter (*Lutra lutra*) in Devon. *Bioscience Horizons* **2** (2): 125-133
- Beinlich B (2012): Management des Waschbären (*Procyon lotor*) in Schutzgebieten des Kreises Höxter (NRW). *Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser* **23**: 71-81
- Belant JL (1995): Field immobilization of raccoons with ketamine hydrochloride and xylazine hydrochloride. *Acta Theriologica* **40** (3): 327-330.
- Bellebaum J (2002): Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland - eine Übersicht. *Vogelschutz* **39**: 95-117
- Bellebaum J (2002a): Einfluß von Prädatoren auf den Bruterfolg von Wiesenbrütern in Brandenburg. Dissertation, Universität Osnabrück
- Bellebaum J & Boschert M (2003): Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenlimikolen. *Vogelwelt* **124**: 83-91
- Belting H, Körner F, Marxmeier U & Möller C (1997): Wiesenvogelschutz am Dümmer und die Entwicklung der Brutbestände sowie der Bruterfolge von wiesenbrütenden Limikolen. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* **29**: 37-50
- Benton, TG, Bryant DM, Cole L & Crick HQ (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* **39** (4): 673-687
- Benton TG, Vickery JA & Wilson JD (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* **18** (4): 182-188
- Bibby CJ, Collar NJ, Crosby, MJ, Heath MF, Imboden C, Johnson TH, Long AJ, Stattersfield AJ & Thirgood SJ (1992): Putting biodiversity on the map: Priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation: 90 S. ISBN: 0-946888-24-8
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA & Mustoe S (2000): Bird census techniques. 2nd Edition. Academic Press: 302 S. ISBN 978-0-12-095831-1
- Blundell GM, Maier JAK & Debevec EM (2001): Linear Home Ranges: Effects of Smoothing, Sample Size, and Autocorrelation on Kernel Estimates. *Ecological Monographs* **71** (3): 469-489
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2016): Statistisches Jahrbuch. PDF zugänglich unter: www.bmel-statistik.de/footer/navigation/archiv/statistisches-jahrbuch [Letzter Zugriff am 15.11.2018]
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2018): Der Wald in Deutschland - Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 3. korrigierte Auflage. PDF zugänglich unter: www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Bundeswaldinventur3.html [Letzter Zugriff am 15.11.2018]

- BMU und BfN (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Bundesamt für, Naturschutz) (2009): Auenzustandsbericht – Flussauen in Deutschland. PDF zugänglich unter: www.bfn.de/themen/gewaesser-und-auenschutz/bundesweiter-auenschutz/auenzustand.html [Letzter Zugriff am 15.11.2018]
- BMUB und BfN (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & Bundesamt, für Naturschutz), BfN (Bundesamt für Umwelt und Naturschutz) (2014): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. PDF zugänglich unter: www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/natur_deutschland_bericht_bf.pdf [Letzter Zugriff am 15.11.2018]
- Boesi R & Biancardi C (2002): Diet of the Eurasian badger *Meles meles* (Linnaeus, 1758) in the Natural Reserve of Lago di Piano, northern Italy. *Mammalian Biology* **67** (2): 120–125.
- Boitani L & Fuller TK (2000): Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press: 442 S. ISBN 0231113404
- Boldt A & Willisch C (2011): Wildtier-Telemetry - Ein Standardwerkzeug in der heutigen Wildtierforschung. *Wildtier Schweiz* **3** (21): 16
- Bolger T (2001): The Functional Value of Species Biodiversity: A Review. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* **101B**: 199-224
- Bollinger EK, Bollinger PB & Gavin TA (1990): Effects of Hay-Cropping on Eastern Populations of the Bobolink. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* **18** (2): 142-150
- Bonnington C, Gaston KJ & Evans KL (2013): Fearing the feline: domestic cats reduce avian fecundity through trait-mediated indirect effects that increase nest predation by other species. *Journal of Applied Ecology* **50** (1): 15-24
- Borkowski J (1994): Food composition of red fox in the Tatra National Park. *Acta Theriologica* **39** (2): 209-214
- Börner K (2014): Untersuchungen zur Raumnutzung des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L., 1758), in verschiedenen anthropogen beeinflussten Lebensräumen Berlins und Brandenburgs. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin
- Boschert M (2005): Gelegeverluste beim Großen Brachvogel *Numenius arquata* am badischen Oberrhein - ein Vergleich von 2000-2002 mit früheren Zeiträumen unter besonderer Berücksichtigung der Prädation. *Vogelwelt* **126** (4): 321-332
- Boschert M, Schwarz J & Südbeck P (2005): Standardisierungsmethoden – Revierkartierung. In: Südbeck P et al. (Hrsg.): Methodenstandards Zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, S. 80–87
- Bowman AW (1985): A comparative study of some kernel-based non parametric density estimators. *Journal of Statistical Computation and Simulation* **21** (3-4): 313-327
- Bradbury RB, Kyrkos A, Morris AJ, Clark SC, Perkins AJ & Wilson JD (2000): Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology* **37** (5): 789-805

- Brickle NW, Harper DGC, Aebischer NJ & Cockayne SH (2000): Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* **37** (5): 742-755.
- Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND)(2018): Wildkatzen in Deutschland. Website verfügbar unter: www.bund.net/tiere-pflanzen/wildkatze/europaeische-wildkatze/verbreitung/ [Letzter Zugriff am 19.08.2018]
- Burt WH (1943): Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* **24** (3): 346-352
- Byrne ME & Chamberlain MJ (2011): Seasonal Space Use and Habitat Selection of Adult Raccoons (*Procyon lotor*) in a Louisiana Bottomland Hardwood Forest. *The American Midland Naturalist* **166** (2): 426-434
- Calenge C (2006): The package “adehabitat” for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* **197** (3-4): 516-519
- Carpio AJ, Hillström L, Tortosa FS (2016): Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. *European Journal of Wildlife Research* **62**:423-430
- Carss D (1995): Foraging behaviour and feeding ecology of the otter *Lutra lutra*: a selective review. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **7** (1-2): 179-194
- Cassman KG (1999): Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **96** (11): 5952-5959
- Cavallini P (1996): Ranging behaviour of red foxes during the mating and breeding seasons. *Ethology Ecology & Evolution* **8** (1): 57-65
- Cavallini P & Lovari S (1994): Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica* **39** (3): 279-287
- Cavallini P & Santini S (1995): Age determination in the red fox in a Mediterranean habitat. *Mammalian Biology* **60**: 136-136
- Cavallini P & Volpi T (1995): Bias in the analysis of the diet of the red fox *Vulpes vulpes*. *Wildlife Biology* **1**: 243-248
- Cavallini P & Volpi T (1996): Variation in the diet of the red fox in a Mediterranean area. *Revue D'Ecologie - La Terre Et La Vie* **51**: 173-189
- Červený J, Begall S, Koubek P, Nováková P & Burda H (2011): Directional preference may enhance hunting accuracy in foraging foxes. *Biology letters* **7** (3): 355-357
- Chamberlain D & Crick H (1999): Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis* **141** (1): 38-51
- Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RGH, Duckworth JC & Shrubbs M (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* **37** (5): 771-788

- Chamberlain MJ, Conner LM & Leoppold BD (2002): Seasonal habitat selection by raccoons (*Procyon lotor*) in intensively managed pine forests of central Mississippi. *The American Midland Naturalist* **147**: 102-108
- Chesson J (1983): The Estimation and Analysis of Preference and Its Relationship to Foraging Models. *Ecology* **64** (5): 1297-1304
- Childress MJ & Lung MA (2003): Predation risk, gender and the group size effect: does elk vigilance depend upon the behaviour of conspecifics? *Animal behaviour* **66** (2): 389-398
- Ciampalini B (1985): Food habits and trophic niche overlap of the Badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. *Mammalian Biology* **50**: 226-234
- Ciampalini B & Lovari S (1985): Food habits and trophic niche overlap of the Badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica* **38** (3): 233-244
- Cleary GP, Corner LA, O’Keeffe J & Marples NM (2011): Diet of the European badger (*Meles meles*) in the Republic of Ireland: A comparison of results from an analysis of stomach contents and rectal faeces. *Mammalian Biology* **76** (4): 470-475
- Clemens ET & Stevens CE (1979): Sites of organic acid production and patterns of digesta movement in the gastro-intestinal tract of the raccoon. *Journal of Nutrition* **109** (6): 1110-1116
- Contesse P, Hegglin D, Gloor S, Bontadina F & Deplazes P (2004): The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology* **69** (2): 81-95
- Cowardin LM, Sargeant AB & Duebbert HF (1983): Problems and potentials for prairie ducks. *Naturalist* **34** (4): 4-11
- Craik C (1997): Long-term effects of North American Mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. *Bird Study* **44** (3): 303-309
- Creel S, Winnie Jr J, Maxwell B, Hamlin K & Creel M (2005): Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology* **86** (12): 3387-3397
- Cresswell W (2008): Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis* **150** (1): 3-17
- Cristescu B, Bernard RTF & Krause J (2013): Partitioning of space, habitat, and timing of activity by large felids in an enclosed South African system. *Journal of Ethology* **31** (3): 285-298
- Croft JD & Hone LJ (1978): The stomach contents of foxes, *Vulpes vulpes*, collected in New South Wales. *Wildlife Research* **5** (1): 85-92
- Crooks KR & Soulé ME (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* **400** (6744): 563-566
- Cusack JJ, Swanson A, Coulson T, Packer C, Carbone C, Dickman AJ, Kosmala M, Lintott C & Rowcliffe JM (2015): Applying a random encounter model to estimate lion density from camera traps in Serengeti National Park, Tanzania. *The Journal of Wildlife Management* **79** (6): 1014-1021

- Cuthbert R (2003): Sign left by introduced and native predators feeding on Hutton's shearwaters *Puffinus huttoni*. *New Zealand Journal of Zoology* **30** (3): 163-170
- Daniels MJ, Beaumont MA, Johnson PJ, Balharry D, Macdonald DW & Barratt E (2001): Ecology and genetics of wild-living cats in the north-east of Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. *Journal of Applied Ecology* **38** (1): 146-161
- Davis LS & Cuthbert RL (2001): Reproductive ecology of seabirds. In: Steele J, Thorpe S & Turekian K (eds.): *Encyclopaedia of Ocean Sciences*. Academic Press, London, S. 2663-2669
- Dekker JJA, Stein A & Heitkönig IMA (2001): A spatial analysis of a population of red fox (*Vulpes vulpes*) in the Dutch coastal dune area. *Journal of Zoology* **255** (4): 505-510
- Delany MJ (1974): Ecology of small mammals. *Studies in Biology* **51**, Hodder & Stoughton Educational, 66
- Dell'Arte GL & Leonardi G (2005): Effects of habitat composition on the use of resources by the red fox in a semi arid environment of North Africa. *Acta oecologica* **28** (2): 77-85
- Destatis (Statistisches Bundesamt) (2016): Agrarstrukturerhebung 2016 (endgültige Ergebnisse). PDF zugänglich unter: www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/natur_deutschland_bericht_bf.pdf [Letzter Zugriff am 15.11.2018]
- Di Bitetti MS, Paviolo A & De Angelo C (2006): Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* **270** (1): 153-163
- Díaz M, Møller AP, Flensted-Jensen E, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J, Marko G & Tryjanowski P (2013): The geography of fear: a latitudinal gradient in anti-predator escape distances of birds across Europe. *PloS one* **8** (5): e64634
- Dixon PM (1993): The bootstrap and the jackknife: describing the precision of ecological indices. In: Scheiner SM, Gurevitch J (eds.): *Design and Analysis of Ecological Experiments*. 2. Edition. Oxford University Press, S. 267-288
- Dixon KR & Chapman JA (1980): Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* **61** (5): 1040-1047
- Donald PF, Gree RE & Heath MF (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **268** (1462): 25-29
- Donald PF, Evans AD, Muirhead LB, Buckingham DL, Kirby WB & Schmitt SIA (2002): Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* **144** (4): 652-664
- Donald PF, Sanderson FJ, Burfield IJ & Bommel FPJ van (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **116** (3-4): 189-196
- Doncaster CP, Dickman CR & Macdonald DW (1990): Feeding ecology of red foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Oxford, England. *Journal of Mammalogy* **71** (2): 188-194

- Douglas DJT, Bellamy PE, Stephen LS, Pearce–Higgins JW, Wilson JD & Grant MC (2014): Upland land use predicts population decline in a globally near-threatened wader. *Journal of Applied Ecology* **51** (1), 194–203
- Draycott RH, Hoodless AN, Woodburn MIA, Sage RS (2008): Nest predation of common pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis* **150**:37–44
- Drescher R (2013): Präzise und echtzeitnahe Positionierung in einem Mixmode-GPS-Netz mit großen Höhenunterschieden. Schriftenreihe Fachrichtung Geodäsie der TU Darmstadt **38**: 117 S. ISBN 978-3-935631-27-3
- Drew JF (2017): Yagi Calculator Version 2.6.18. Software verfügbar unter: www.vk5dj.com/yagi.html [Letzter Zugriff am 03.05.2017]
- Drygala F, Stier N, Zoller H, Bögelsack K, Mix HM & Roth M (2008): Habitat use of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in north-eastern Germany. *Mammalian Biology* **73** (5): 371–378
- Drygala F & Zoller H (2013): Diet composition of the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the native red fox (*Vulpes vulpes*) in north-east Germany. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **24** (2): 190–194
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ & Sullivan CA (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* **81** (2): 163–182
- Düll R & Kutzelnigg H (2011): Taschenlexikon der Pflanzen Deutschlands und angrenzender Länder. Die häufigsten mitteleuropäischen Arten im Porträt. Quelle & Meyer: 936 S. ISBN 3494014248
- Dunn JP & Chapman JA (1983): Reproduction, physiological responses, age structure, and food habits of raccoon in Maryland. *Mammalian Biology* **48**: 161–175
- Dunstone N (1993): The Mink. T. & A.D. Poyser, London. ISBN 0856610801
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2018): Climate Data Center. Daten verfügbar unter: www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html [Letzter Zugriff am 22.10.2017]
- EBCC (European Bird Census Council) (2018): European Wild Bird Indicators. Daten verfügbar unter: www.ebcc.birdlife.cz/european-wild-bird-indicators-2017-update [Letzter Zugriff: 20.11.2018]
- Eggers S, Griesser M, Nystrand M & Ekman J (2006): Predation risk induces changes in nest-site selection and clutch size in the Siberian jay. *Proceedings of the Royal Society on London B* **273**: 701–706
- Eikhorst W (2005): Schlupf- und Aufzuchterfolg beim Kiebitz *Vanellus vanellus* innerhalb und außerhalb des NSG „Borgfelder Wümmewiesen“. *Vogelwelt* **126**: 359–364
- Ellis RJ (1964): Tracking raccoons by radio. *Journal of Wildlife Management* **28**: 363–368
- Ellis JC, Shulman MJ, Jessop H, Suomala R, Morris SR, Seng V, Wagner M & Mach K (2007): Impact of Raccoons on Breeding Success in Large Colonies of Great Black-backed Gulls and Herring Gulls. *Waterbirds* **30** (3): 375–383

- Ellwanger G, Finck P, Riecken U & Schröder E (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. *Natur und Landschaft* **87** (4): 150-155
- Engelmann A (2011): Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
- Engelmann A, Köhnemann BA & Michler FU (2011): Nahrungsökologische Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **36**: 587-604
- Engl M, Leibl F & Mooser K (2004): Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Reproduktionserfolg des Großen Brachvogels *Numenius arquata* im Mettenbacher und Griebenbacher Moos, Kreis Landshut. *Ornithologischer Anzeiger* **43** (3): 217-235
- E-obs (2016): E-obs system manual. e-obs GmbH, Gruenwald, 255 S.
- Erasmí S (2013): Habitat mapping from optical and SAR satellite data: implications of synergy and uncertainty for landscape analysis. *Photogrammetrie-Fernerkundung-Geoinformation* **3**: 139-148
- Ernst CH & Lovich JE (2009): Turtles of the United States and Canada. 2nd Edition. Johns Hopkins University Press: 840 S. ISBN 0801891213
- EuroNerz (2018): Erste Fotos von im Freiland gezeugten und geborenen Europäischen Nerzen am Steinhuder Meer. Pressemitteilung der Ökologischen Schutzstation Steinhuder Meer e. V. Zugänglich unter: www.euronerz.de/Navigation/Wiederansiedlung-Steinhuder-Meer.htm [Letzter Zugriff am 25.11.2018]
- Evans KL (2004): The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* **146** (1): 1-13
- Ewald JA, Aebischer NJ, Richardson SM, Grice PV & Cooke AI (2010): The effect of agri-environment schemes on grey partridges at the farm level in England. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **138**: 55-63
- Ewald JA, Potts GR & Aebischer NJ (2012): Restoration of a wild grey partridge shoot: a major development in the Sussex study, UK. *Animal Biodiversity and Conservation* **35** (2): 363-369
- Feldhamer GA, Drickamer LC, Vessey SH, Merritt JF & Krajewski C (2015): *Mammalogy: Adaptation, Diversity, Ecology*. 4. Edition. Johns Hopkins University Press: 592 S. ISBN 9780801886959
- Fiderer C (2011): Sukzession der Nutzung von Luchsrissen (*Lynx lynx*) durch Scavenger im Nationalpark Bayerischer Wald. Bachelorarbeit, Universität für Bodenkultur Wien
- Fiderer C (2014): Einfluss der Ernte auf das Raumnutzungsverhalten des Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Agrarlandschaft. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien
- Fiderer C, Göttert T & Zeller U (2019): Spatial interrelations between raccoons (*Procyon lotor*), red foxes (*Vulpes vulpes*) and ground-nesting birds in a Special Protection Area of Germany. *European Journal of Wildlife Research* **65**: 14.

- Fiero BC & Verts BJ (1986): Comparison of techniques for estimating age in raccoons. *Journal of Mammalogy* **67** (2): 392-395
- Fischer ML, Salgado I, Beninde J, Klein R, Frantz AC, Heddergott M & Hochkirch A (2017): Multiple founder effects are followed by range expansion and admixture during the invasion process of the raccoon (*Procyon lotor*) in Europe. *Diversity and Distributions* **23** (4): 409-420
- Fischer RE (2005): Die Ortsnamen der Länder Brandenburg und Berlin. Alte-Herkunft-Bedeutung. Berlin-Brandenburg. Bebra-Verlag: 224 S. ISBN 978-3-937233-30-7
- Fischer S, Flade M & Schwarz J (2005): Standardisierungsmethoden – Revierkartierung. In: Südbeck P et al. (Hrsg.): Methodenstandards Zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, S. 47–53
- Fischer S & Dornbusch G (2008): Bestandssituation ausgewählter Brutvogelarten in Sachsen-Anhalt. Jahresbericht 2007. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **4**: 5-34
- Fischer S & Dornbusch G (2010): Bestandssituation ausgewählter Brutvogelarten in Sachsen-Anhalt. Jahresbericht 2009. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **1**: 5-36
- Fischer S & Dornbusch G (2014): Bestandssituation ausgewählter Brutvogelarten in Sachsen-Anhalt. Jahresbericht 2013. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **6**: 5-39
- Fischer W (2016): Digitale Fernseh- und Hörfunktechnik in Theorie und Praxis. 4. Ausgabe. Springer: 1056 S. ISBN 978-3-642-53896-4
- Fisher C (2007): Ecology of raccoons in central Alabama: A study of survival, space use, and habitat selection. Dissertation, Auburn University
- Fletcher K, Aebischer NJ, Baines D, Foster R & Hoodless A (2010): Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology* **47** (2): 263-272
- Fogle B (2007): Katzen. DK-Verlag: 320 S. ISBN 3831010781
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N & Snyder PK (2005): Global Consequences of Land Use. *Science* **309** (5734): 570-574
- Foresman KR & Pearson DE (1998): Comparison of Proposed Survey Procedures for Detection of Forest Carnivores. *The Journal of Wildlife Management* **62**: 1217-1226
- Fritzell EK (1978): Habitat Use by Prairie Raccoons during the Waterfowl Breeding Season. *The Journal of Wildlife Management* **42**: 118-127
- Frylestam B (1979): Structure, size and dynamics of three European hare populations in Southern Sweden. *Acta Theriologica* **24**: 449-464
- Gaston AJ & Masselink M (1997): The impact of raccoons *Procyon lotor* on breeding seabirds at Englefield Bay, Haida Gwaii, Canada. *Bird Conservation International* **7** (1): 35-51

- Gebhardt H, Kinzelbach R & Schmidt-Fischer S (1996): Gebietsfremde Tierarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Situationsanalyse. Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg. ecomed-Storck GmbH: 324 S. ISBN 9783609694207
- Geffen E, Gompper ME, Gittleman JL, Luh HK, MacDonald DW & Wayne RK (1996): Size, life-history traits, and social organization in the Canidae: a reevaluation. *The American Naturalist* **147** (1): 140-160
- Gehrt SD (2003): Raccoon (*Procyon lotor*) and allies. In: Feldhamer GA, Thompson BC & Chapman JA (eds.): *Wild Mammals of North America: Biology, Management and Conservation*. 2nd Edition. John Hopkins University Press, S. 611-634
- Gehrt SD & Fritzell EK (1998): Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions : group structure in a solitary carnivore. *Animal Behaviour* **55** (5): 1211-1227
- Gehrt SD, Hungerford LL & Hatten S (2001): Drug Effects on Recaptures of Raccoons. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006) **29**: 833-837
- Gehrt SD & Clark WR (2003): Raccoons, coyotes, and reflections on the mesopredator release hypothesis. *Wildlife Society Bulletin* **31** (3): 836-842
- Genovesi P & Toso S (1995): Ecology of a feral cat *Felis catus* population in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology* **1** (4): 233-237
- Genovesi P, Barcher S, Kobald M, Pascal M & Scalera R (2009): *Handbook of Alien Species in Europe. Invading nature*. Springer series in invasion ecology **3**. Springer Verlag: 399 S. ISBN 978-1-4020-8279-5
- Getz WM & Wilmers CC (2004): A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography* **27** (4): 489-505
- Getz WM, Fortmann-Roe S, Cross PC, Lyons AJ, Ryan SJ & Wilmers CC (2007): LoCoH: Nonparametric Kernel Methods for Constructing Home Ranges and Utilization Distributions. *PLOS ONE* **2** (2): e207
- Giller PS & O'Donovan G (2002): Biodiversity and Ecosystem Function: Do Species Matter? *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* **102B**: 129-139
- Gillies C & Clout M (2003): The prey of domestic cats (*Felis catus*) in two suburbs of Auckland City, New Zealand – *Journal of Zoology* **259** (3): 309-315
- Gliege E (2014): *Rund um den Beetzsee – mit alten Bildern und Geschichten*. Selbstverlag: 81 S. ISBN 978-3-944159-11-9
- Gloor S, Bontadina F, Hegglin D, Deplazes P & Breitenmoser U (2001): The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology* **66**: 155-164
- Glueck TF, Clark WR, Andrews RD (1988): Raccoon Movement and Habitat Use during the Fur Harvest Season. *Wildlife Society Bulletin* **16** (1): 6-11
- Goldyn B, Hromada M, Surmacki A & Tryjanowski P (2003): Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften* **49**: 191-200

- Goretzki J, Ahrens M, Stubbe C, Tottewitz F, Sparing H & Gleich E (1997): Zur Ökologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L., 1758) auf der Insel Rügen: Ergebnisse des Jungfuchsfanges und der Jungfuchsmarkierung. Beiträge zur Jagd- und Wildtierforschung **22**: 187-199
- Goretzki J & Sparing H (2006): Anstieg rasant und unbemerkt. Streckenentwicklung von Marderhund, Waschbär und Mink in Deutschland. In: Neubürger auf dem Vormarsch. Niedersächsischer Jäger: 8–11
- Goszczyński J (1974): Studies on the food of foxes. Acta Theriologica **19** (1): 1-18
- Gottschalk E & Beeke W (2014): Wie ist der drastische Rückgang des Rebhuhns (*Perdix perdix*) aufzuhalten? Erfahrungen aus zehn Jahren mit dem Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. Berichte zum Vogelschutz **51**: 95-116
- Gottschalk E & Beeke W (2015): Stärkste Bestandseinbrüche unter den Feldvögeln: Das Rebhuhn. Der Falke **62**: 12-16.
- Götttert T, Schöne J, Zinner D, Hodges JK & Böer M (2010): Habitat use and spatial organisation of relocated black rhinos in Namibia. Mammalia **74** (1): 35-42
- Grant MC, Orsman C, Easton J, Lodge C, Smith M, Thomps G, Rodwell S & Moore N (1999): Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. Journal of Applied Ecology **36** (1): 59-74
- Grau AG, Sanderson CG & Rogers PJ (1970): Age Determination of Raccoons. The Journal of Wildlife Management **34**: 364-372
- Greenwood RJ (1979): Relating Residue in Raccoon Feces to Food Consumed. The American Midland Naturalist **102** (1): 191-193
- Greenwood RJ (1981): Foods of prairie raccoons during the waterfowl nesting season. Journal of Wildlife Management **45** (3): 754-760
- Greiser G, Krüger S, Martin I & Neumann M (2018): Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland. Jahresbericht 2016. Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD). Deutscher Jagdverband (Hrsg.), Berlin.
- Grimm M (2005): Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen des Großen Brachvogels *Numenius arquata* in einem brandenburgischen EU-Vogelschutzgebiet. Vogelwelt **126** (4): 333-340
- Hackländer K, Schneider S & Lanz JD (2014): Einfluss von Hauskatzen auf die heimische Fauna und mögliche Managementmaßnahmen. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft. Gutachten.
- Hagemeijer JM & Blair MJ (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & A.D. Poyser: 903 S. ISBN 0-85661-091-7
- Halpin MA & Bissonette JA (1988): Influence of snow depth on prey availability and habitat use by red fox. Canadian Journal of Zoology **66** (3): 587-592
- Hamilton JR WJ (1936): The food and breeding habits of the raccoon. Ohio Journal of Science **36**: 130-140

- Hamilton JR WJ (1940): The summer food of minks and raccoons on the Montezuma Marsh. The Journal of Wildlife Management **4** (1): 80-84
- Harris S (1978): Age determination in the Red fox (*Vulpes vulpes*) – an evaluation of technique efficiency as applied to a sample of suburban foxes. Journal of Zoology **184** (1): 91-117
- Harris S, Cresswell WJ, Forde PG, Trehwella WJ, Woollard T & Wray S (1990): Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal review **20** (2-3): 97-123
- Hartman LH, Gaston AJ & Eastman DS (1997): Raccoon predation on ancient murrelets on east Limestone Island, British Columbia. Journal of Wildlife Management **61**: 377-388
- Hartong H, Schmid C, Kornack I, Wolter A & Schwarz R (2014): Landkreis Havelland - Landschaftsrahmenplan Band 2. Bestand und Bewertung.
- Hayne DW (1949): Calculation of size of home range. Journal of Mammalogy **30** (1): 1-18
- Hebblewhite M & Haydon DT (2010): Distinguishing technology from biology: a critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences **365** (1550): 2303-2312
- Heimbach A (1975): Beiträge zum Nahrungsverhalten von Waschbär (*Procyon lotor* L.) und Marderhund (*Nyctereutes procyonoides* G.) - ein Vergleich. Diplomarbeit, Universität Göttingen
- Helbig D (2011): Untersuchungen zum Waschbären (*Procyon lotor* Linné, 1758) im Raum Bernburg. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt **48** (1-2): 3-19
- Helldin JO & Danielsson AV (2007): Changes in red fox *Vulpes vulpes* diet due to colonisation by *Lynx lynx* lynx. Wildlife Biology **13** (4): 475-480
- Hermes N, Köhnemann BA, Michler FU & Roth M (2011): Radiotelemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Müritz-Nationalpark. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung **36**: 557-572
- Herzog SK, Kessler M & Cahill TM (2002): Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. The Auk **119**: 749-769
- Heurich M (2011): Berücksichtigung von Tierschutzaspekten beim Fang und der Markierung von Wildtieren. Internationale Fachtagung zu Fragen von Verhaltenskunde, Tierhaltung und Tierschutz **12**: 142-158
- Hixon MA (1980): Food Production and Competitor Density as the Determinants of Feeding Territory Size. The American Naturalist **115** (4): 510-530
- Hofmann G & Pommer U (2005): Potentielle natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. PDF verfügbar unter: https://forst.brandenburg.de/media_fast/4055/efs24.pdf [Letzter Zugriff am 23.11.2018]
- Hofmann T (1999): Untersuchungen zur Ökologie des europäischen Dachses (*Meles meles* L., 1758) im Hakelwald (nordöstliches Harzvorland). Dissertation, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg

- Hohmann U (1998): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. Dissertation an der Universität Göttingen
- Hohmann U (2000): Raumnutzung und Sozialsystem des Waschbären in Mitteldeutschland. *Wildbiologie* **3**, Infodienst Wildbiologie & Oekologie, 16 S.
- Hohmann U, Gerhard R & Kasper M (2000): Home range size of adult raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. *Journal of Mammalogy* **65** (2): 124-127
- Hohmann U & Bartussek I (2011): Der Waschbär. Oertel Und Spoerer GmbH: 200 S. ISBN 3886273199
- Holmala K & Kauhala K (2009): Habitat use of medium-sized carnivores in southeast Finland - key habitats for rabies spread? *Annales Zoologici Fennici* **46**: 233-246
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J & Wardle DA (2005): Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs* **75** (1): 3-35
- Horn JA, Mateus-Pinilla N, Warner RE & Heske EJ (2011): Home range, habitat use and activity patterns of free-roaming domestic cats. *Journal of Wildlife Management* **75** (5): 1177-1185
- Hudson AV, Stowe TJ & Aspinall SJ (1990): Status and distribution of corncrakes in Britain in 1988. *British Birds* **83** (5): 173-187
- Hunter L & Barrett P (2012): Raubtiere der Welt: Ein Feldführer. Haupt Verlag: 240 S. ISBN 9783258077277
- Hurlbert SH (1978): The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* **59** (1): 67-77
- Isaksson D, Wallander J & Larsson M (2007): Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest exclosures. *Biological Conservation* **136** (1): 136-142
- Jacobsen HP (1992): Ruppiner Landschaft in Veränderung. In: Keiserverwaltung Neuruppin (Hrsg). Ruppiner Jahrbuch, 37-42
- Janko C, Börner K, König A & Schneider R (2011): Fang, Immobilisation und Besenderung von Rotfüchsen (*Vulpes vulpes* L.) - ein Erfahrungsbericht aus der Praxis. *Beiträge zur Jagd-und Wildforschung* **36**: 265-275
- Janko C, Schröder W, Linke S & König A (2012): Space use and resting site selection of red foxes (*Vulpes vulpes*) living near villages and small towns in Southern Germany. *Acta Theriologica* **57** (3): 245-250
- Jankowiak L, Antczak M & Tryjanowski P (2008): Habitat use, food and the importance of poultry in the diet of the red fox *Vulpes vulpes* in extensive farmland in Poland. *World Applied Sciences Journal* **4**: 886-890
- Jarnemo A & Liberg O (2005): Red fox removal and roe deer fawn survival - a 14-year study. *The Journal of Wildlife Management* **69** (3): 1090-1098
- Jędrzejewski W & Jędrzejewska B (1992): Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Białowieża National Park, Poland. *Ecography* **15** (2): 212-220

- Jędrzejewski W, Zalewski A & Jędrzejewska B (1993): Foraging by pine marten *Martes martes* in relation to food resources in Białowieża National Park, Poland. *Acta Theriologica* **38** (4): 405-426
- Jenks KE, Chanteap P, Kanda D, Peter C, Cutter P, Redford T, Antony JL, Howard J & Leimgruber P (2011): Using Relative Abundance Indices from Camera-Trapping to Test Wildlife Conservation Hypotheses - An Example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science* **4** (2): 113-131
- Jensen B & Sequeira DM (1978): The diet of the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in Denmark. *Danish Review of Game Biology* **10** (8): 1-16
- Jernelöv A (2017): *The Long-Term Fate of Invasive Species: Aliens Forever or Integrated Immigrants with Time?* Springer International Publishing: 296 S. ISBN 978-3-319-55396-2
- Johnson AS (1970): Biology of the raccoon (*Procyon lotor varius*) Nelson and Goldman in Alabama. *Auburn University Agricultural Station Bulletin* **402**. Auburn University: 148
- Johnson CN (2009): Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **276** (2667): 2509-2519
- Johnson DH, Sargeant AB & Greenwood RJ (1989): Importance of individual species of predators on nesting success of ducks in the Canadian Prairie Pothole Region. *Canadian Journal of Zoology* **67** (2): 291-297
- Johnson DH, Nichols JD & Schwartz MD (1992): Population dynamics of breeding waterfowl. In: Batt BD: *Ecology and management of breeding waterfowl*. University of Minnesota Press, 446-485
- Jones DM, & Theberge JB (1982): Summer home range and habitat utilisation of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a tundra habitat, northwest British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* **60** (5): 807-812
- Junker S, Ehrnsberger R & Düttmann H (2005): Einfluss von Landwirtschaft und Prädation auf die Reproduktion des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). *Vogelwelt* **126**: 370-372
- Kadelec JA (1971): Effects of introducing foxes and raccoons on herring gull colonies. *Journal of Wildlife Management* **35**: 625-636
- Kaiser W & Storch I (1996): Rebhuhn und Lebensraum. Habitatwahl, Raumnutzung und Dynamik einer Rebhuhnpopulation in Mittelfranken. Abschlussbericht. Oberste Jagdbehörde in Bayern. München.
- Kämmerle J-L, Coppes J, Ciuti S, Suchant R & Storch I (2017): Range loss of a threatened grouse species is related to the relative abundance of a mesopredator. *Ecosphere* **8** (9): e01934
- Kapfer A (2010): Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **42** (5): 133-140
- Kaphegyi TAM (2002): Untersuchungen zum Sozialverhalten des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L.). Dissertation, Albert-Ludwigs Universität Freiburg
- Kauhala K (2004): Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in Finland. *Folia Zoologica* **53** (4): 367-378

- Kauhala K (2007): The abundance of medium-sized carnivores in Finland. *Riista-ja kalatalous - Selvityksiä* **1**: 1-18
- Kauhala K, Kaunisto M & Helle E (1993): Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Finland. *Journal of Mammalogy* **58** (3): 129-136
- Kauhala K, Laukkanen P & Rége I (1998): Summer food composition and food niche overlap of the raccoon dog, red fox and badger in Finland. *Ecography* **21** (5): 457-463
- Kauhala K & Auniola M (2001): Diet of raccoon dogs in summer in the Finnish archipelago. *Ecography* **24** (2): 151-156
- Kauhala K, Holmala K, Lammers W & Schregel J (2006): Home ranges and densities of medium-sized carnivores in south-east Finland, with special reference to rabies spread. *Acta Theriologica* **51** (1): 1-13
- Kauhala K & Kowalczyk R (2011): Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: history of colonization, features behind its success and threats to native fauna. *Current Zoology* **57** (5): 584-598
- Kazacos KR (2001): *Baylisascaris procyonis* and related species. In: Samuel WM, Pybus MJ, Kocan AA (eds.): *Parasitic Diseases of Wild Animals*. Iowa State University Press, 301-341
- Kear J (2005): Ducks, geese and swans: species accounts (Cairina to Mergus) Volume 2. Oxford University Press: 908 S. ISBN 0198610092
- Kemenes I & Nechay G (1990): The food of otters *Lutra lutra* in different habitats in Hungary. *Acta Theriologica* **35** (1-2): 17-24
- Kenward RE (1992): Quantity versus quality: programmed collection and analysis of radio-tracking data. In: Priede IG & Swift SM (eds.): *Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals*, 231-246
- Kenward RE (2000): *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press: 311 S. ISBN 9780124042421
- Kidawa D & Kowalczyk R (2011): The effects of sex, age, season and habitat on diet of the red fox *Vulpes vulpes* in northeastern Poland. *Acta Theriologica* **56** (3): 209-218
- Kie JG (2013): A rule-based ad hoc method for selecting a bandwidth in kernel home-range analyses. *Animal Biotelemetry* **1** (1): 13
- Kinder S & Porada HT (2016): Das Havelland um Rathenow und Premnitz: Eine landeskundliche Bestandsaufnahme. *Historische Zeitschrift* **306** (2): 476-477
- King CM & Moody JE (1982). The biology of the stoat (*Mustela erminea*) in the National Parks of New Zealand. General introduction. *New Zealand Journal of Zoology* **9** (1): 49-55
- Klare U, Kamler JF & Macdonald DW (2011): A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet. *Mammal Review* **41** (4): 294-312
- Köhnemann BA (2007): Radiotelemetrische Untersuchung zu saisonalen Schlafplatznutzungen und Aktionsraumgrößen adulter Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) in einer Moor- und Sumpflandschaft im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). Diplomarbeit. Universität Hamburg

- Köhnemann BA & Michler FU (2009): Sumpf- und Moorlandschaften der nordostdeutschen Tiefebene - Idealhabitate für Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) in Mitteleuropa? - Beiträge zur Jagd- und Wildforschung **34**: 511-524
- Kopij G (2011): The endangered swan mussel *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) is threatened by the common otter *Lutra lutra*. *Folia Malacologica* **19** (3): 191-192
- Köster H & Bruns HA (2003): Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? *Berichte zum Vogelschutz* **40**: 57-74
- Krauze-Gryz D, Gryz J, & Goszczynski J (2012): Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods – *Journal of Zoology* **288** (4): 260-266
- Krebs CJ (1989): *Ecological Methodology*. Harper & Row: 576 S. ISBN 0321021738
- Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB & Siriwardena GM (1999): The second Silent Spring? *Nature* **400** (6745): 611-612
- Krüger H, Väänänen VM, Holopainen S & Nummi P (2018): The new faces of nest predation in agricultural landscapes—a wildlife camera survey with artificial nests. *European Journal of Wildlife Research* **64**: 76
- Kruuk H (1989): *The Social Badger: Ecology and Behaviour of a Group-living Carnivore (Meles Meles)*. Oxford University Press: 166 S. ISBN 0198587031
- Kushlan JA & Hancock JA (2005): *Hérons*. Oxford University Press: 454 S. ISBN 9780198549819
- Küster H (2007): *Die Elbe: Landschaft und Geschichte*. C.H. Beck: 336 S. ISBN 9783406562099
- Kylmä T (2018): The benefits of trail camera use in small predator hunt around Helsinki City wetland. Masterarbeit. University of Helsinki
- Langgemach T & Bellebaum J (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* **126** (4): 259-298
- Lanszki J & Heltai M (2002): Feeding habits of golden jackal and red fox in south-western Hungary during winter and spring. *Mammalian Biology* **67** (3): 129-136
- Lanszki J, Zalewski A & Horváth G (2007): Comparison of red fox *Vulpes vulpes* and pine marten *Martes martes* food habits in a deciduous forest in Hungary. *Wildlife Biology* **13** (3): 258-271
- Laundré JW (2010): Behavioral response races, predator–prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. *Ecology* **91** (10): 2995-3007.
- Laundré JW, Hernández L & Altendorf KB (2001): Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Zoology* **79**: 1401-1409
- Laundré JW, Hernández L & Ripple WJ (2010): The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *Open Ecology Journal* **3**: 1-7

- Laundré JW, Hernández L, Medina PL, Campanella A, López-Portillo J, González-Romero A, Grajales-Tam KM, Burke AM, Gronemeyer P & Browning DM (2014): The landscape of fear: the missing link to understand top-down and bottom-up controls of prey abundance? *Ecology* **95** (5): 1141-1152
- Laursen LS (2002): Identification, quantification and comparison of the diet of rural and urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Denmark. Dissertation, University of Copenhagen
- Lautenschlager-Fleury D und Lautenschlager-Fleury E (1994): Die Weiden von Mittel- und Nordamerika: Bestimmungsschlüssel und Artbeschreibungen für die Gattung *Salix* L. Springer Basel AG: 172 S. ISBN: 978-3-0348-5624-9.
- Laver P (2005): ABODE: Kernel home range estimation for ArcGIS, using VBA and ArcObjects. User manual, Beta Version 2, 62 S.
- Laver PN & Kelly MJ (2008): A Critical Review of Home Range Studies. *The Journal of Wildlife Management* **72** (1): 290-298
- Lavrov NP (1971): The results of reintroductions of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in different provinces of the USSR. *Trudy kafedry biologii MGZPI* **29**: 101-160
- Leberg PL & Kennedy ML (1988): Demography and habitat relationships of raccoons in western Tennessee. *The Proceedings of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* **42**: 272-282
- Léger F (1999): Le raton-laveur en France. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* **241**: 16-37
- Lehikoinen P, Lehikoinen A, Mikkola-Roos M & Jaatinen K (2017): Counteracting wetland overgrowth increases breeding and staging bird abundances. *Scientific Reports* **7**:41391
- Lehne K (2018): Untersuchung zur relativen Abundanz von Raubsäugern (Carnivora) und Beobachtungen zum Vorkommen ausgewählter Vogelarten in verschiedenen Habitattypen des Vogelschutzgebietes Mittlere Havelniederung. Bachelorarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin
- Leigh SG, Smart J & Gill JA (2017): Impacts of grassland management on wader nest predation rates in adjacent nature reserves. *Animal Conservation* **20** (1): 61-71
- Lima SL & Bednekoff PA (1999): Temporal variation in danger drives antipredator behavior: the predation risk allocation hypothesis. *The American Naturalist* **153** (6): 649-659
- Lindström E (1983): Condition and growth and Red Foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to food supply. *Journal of Zoology* **199** (1): 117-122
- Lindström E (1994): Large prey for small cubs-on crucial resources of a boreal red fox population. *Ecography* **17** (1): 17-22
- Lipinski K (2009): Antennen. Datacom-Buchverlag GmbH, 18 S. PDF zugänglich unter: <https://docplayer.org/25498218-Antennen-weitere-top-infos-unter-itwissen-info.html> [Letzter Zugriff am 21.11.2018]
- Litzbarski H (1998): Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* **7** (1): 92-97

- Litzbarski H & Eschholz N (1999): Zur Bestandsentwicklung der Großtrappe (*Otis tarda*) in Brandenburg. *Otis* **7**: 116-122
- Liu X, Wu P, Songer M, Cai Q, He X, Zhu Y & Shao X (2013): Monitoring wildlife abundance and diversity with infra-red camera traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China. *Ecological Indicators* **33**: 121-128
- Llewellyn LM & Webster CG (1960): Raccoon predation on waterfowl. In: Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference **25**: 180-185
- Lockie JD (1959): The estimation of the food of foxes. *Journal of Wildlife Management* **23**: 224-227
- Lockie JD (1961): The food of the pine marten *Martes martes* in west Ross-shire, Scotland- In: Proceedings of the Zoological Society of London **106** (2). Wiley Online Library, S. 187–195
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime JP, Hector A, Hooper DU, Huston MA, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D & Wardle DA (2001): Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* **294** (5543): 804-808
- Lotze JH (1979): The raccoon (*Procyon lotor*) on St. Catherines Island, Georgia. 4. Comparisonsof home ranges determined by livetrapping and radiotracking. *American Museum novitates* **2664**: 1-25
- Lucas R, Rowlands A, Brown A, Keyworth S & Bunting P (2007): Rule-based classification of multi-temporal satellite imagery for habitat and agricultural land cover mapping. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **62** (3): 165-185
- Lucas TC, Moorcroft EA, Freeman R, Rowcliffe JM & Jones KE (2015): A generalised random encounter model for estimating animal density with remote sensor data. *Methods in Ecology and Evolution* **6** (5): 500-509
- Lucherini M & Crema G (1994): Seasonal variation in diet and trophic niche of the red fox in an alpine habitat. *Journal of Mammalogy* **59**: 1-8
- Lucherini M & Lovari S (1996): Habitat richness affects home range size in the red fox *Vulpes vulpes*. *Behavioural Processes* **36** (1): 103-105
- Ludwig JA & Reynolds JF (1988): Statistical ecology - A primer on methods and computing. Wiley Press: 360 S. ISBN 0471613150
- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg)(2012): Die Großtrappe – der märkische Strauß. Broschüre, 48 S.
- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg)(2013): Flächendeckende Biotop- und Landnutzungskartierung im Land Brandenburg (BTLN) CIR-Biototypen 2009. Verfügbar unter: <https://lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.359429.de> [Letzter Zugriff am 23.11.2018]
- Lutz W (1980): Teilergebnisse der Nahrungsanalyse am Waschbären (*Procyon lotor* (L.)) in Nordhessen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* **26** (2): 61-66
- Lutz W (1981): Untersuchungen zur Nahrungsbiologie des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) und zum möglichen Einfluss auf andere Tierarten in seinem Lebensraum. Dissertation, Universität Heidelberg

- Lux E, Barke A & Mix H (1999): Die Waschbären (*Procyon lotor*) Brandenburgs – eine Herausforderung für den Naturschutz. Brandenburg, Artenschutzreport **9**: 12-16.
- Macdonald DW (1983): The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* **301** (5899): 379-384
- MacDonald DW (1993): Unter Füchsen. Verlag Kneesebeck: 352 S.
- MacDonald DW & Harrington LA (2003): The American mink: The triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand Journal of Zoology* **30** (4): 421-441
- MacDonald MA & Bolton M (2008): Predation on wader nests in Europe. *Ibis* **150**: 54-73
- MacKinnon J, Phillipps K & Andrew P (1993): A Field Guide to Birds of Borneo, Sumatra, Java and Bali: The Greater Sunda Islands. Oxford University Press: 692 S. ISBN 0198540345
- MacLeod KJ, Krebs CJ, Boonstra R & Sheriff MJ (2018): Fear and lethality in snowshoe hares: the deadly effects of non-consumptive predation risk. *Oikos* **127** (3): 375-380
- MacLeod R, Herzog SK, McCormick A, Ewing SR, Bryce R & Evans KL (2011): Rapid monitoring of species abundance for biodiversity conservation: Consistency and reliability of the MacKinnon lists technique. *Biological Conservation* **144** (5): 1374-1381
- Malecha AW & Antczak M (2013): Diet of the European polecat *Mustela putorius* in an agricultural area in Poland. *Folia Zoologica* **62** (1): 48-53
- Manly BFJ, Miller P & Cook LM (1972): Analysis of a Selective Predation Experiment. *The American Naturalist* **106** (952): 719-736
- Marboutin E (1997): A note on home range size in the European hare (*Lepus europaeus*). *Gibier Faune Sauvage* **14**: 349-357
- Marczian S (2016): Untersuchung zum Einfluss von Neozoen auf Brutvögel im Teichland Linum. Masterarbeit, Universität Potsdam
- Marion L, Vessem J Van & Ulenaers P (2000): Herons in Europe. In: Kushlan JA, Hafner H (eds.): *Heron Conservation*. Academic Press, S. 1-32
- Massow von F & Wunderlich S (2017): Übersicht zu den gesetzlichen Regelungen zur Fangjagd in den Bundesländern. PDF verfügbar unter: www.jagdverband.de/sites/default/files/Fallenjagd_31-8-2017-L%C3%A4nder%C3%BCbersicht.pdf [Letzter Zugriff am 22.10.2019]
- McCallum J (2013): Changing use of camera traps in mammalian field research: habitats, taxa and study types. *Mammal Review* **43** (3): 196-206
- McDonald RA, Webbon C & Harris S (2000): The diet of stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in Great Britain. *Journal of Zoology* **252** (3): 363-371
- McFadden KW, Sambrotto RN, Medellín RA & Gompper ME (2006): Feeding habits of endangered pygmy raccoons (*Procyon pygmaeus*) based on stable isotope and fecal analyses. *Journal of Mammalogy* **87** (3): 501-509

- McLaughlin A & Mineau P (1995): The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **55** (3): 201-212
- McLoughlin PD, Ferguson SH & Messier F (2000): Intraspecific Variation in Home Range Overlap with Habitat Quality: A Comparison among Brown Bear Populations. *Evolutionary Ecology* **14**: 39-60
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press: 137 S. ISBN 1-59726-040-1
- Mech LD (1981): *The Wolf: Ecology and Behavior of an Endangered Species*. Natural History Press: 384 S. ISBN 0816610266
- Meek PD, Ballard G, Claridge A, Kays R, Moseby K, O'Brien T, O'Connell A, Sanderson J, Swann DE, Tobler M & Townsend S (2014): Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation* **23** (9): 2321-2343
- Meining H, Boye P & Hutterer R (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **70** (1): 115-153
- Meisner K, Sunde P, Clausen KK, Clausen P, Fællø CC & Hoelgaard M (2014): Foraging ecology and spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a wet grassland ecosystem. *Acta Theriologica* **59** (3): 377-389
- Meyer S, Wesche K, Krause B & Leuschner C (2013): Veränderungen in der Segetalflora in den letzten Jahrzehnten und mögliche Konsequenzen für Agrarvögel. In: Tagungsband Fachgespräch „Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten“ Julius-Kühn Archiv **442**: 64-78
- Michler BA (2017): Koproskopische Untersuchungen zum Nahrungsspektrum des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter spezieller Berücksichtigung des Artenschutzes und des Endoparasitenbefalls. Dissertation, Technische Universität Dresden
- Michler FU (2011): Prädatorenmanagement in deutschen Nationalparks? Notwendigkeit und Machbarkeit regulativer Eingriffe am Beispiel des Waschbären (*Procyon lotor*). In: Europark Deutschland e.V. (Hrsg.): Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks: 16-20
- Michler FU (2016): Säugetierkundliche Freilandforschung zur Populationsbiologie des Waschbären (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758) in einem naturnahen Tieflandbuchenwald im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). Dissertation, Technische Universität Dresden
- Michler FU, Hohmann U & Stubbe M (2004): Aktionsräume, Tagesschlafplätze und Sozialsystem des Waschbären (*Procyon lotor* Linné 1758) im urbanen Lebensraum der Großstadt Kassel (Nordhessen). *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **29**: 257-273
- Michler FU & Köhnemann BA (2009): Maskierte Langfinger auf der Vormarsch – Waschbären in Mecklenburg-Vorpommern. In: Stubbe M, Böhning V (Hrsg.): Neubürger und Heimkehrer in der Wildtierfauna. Gesellschaft für Wildtier- und Jagdforschung: 51-61
- Michler FU & Michler BA (2012): Ökologische, ökonomische und epidemiologische Bedeutung des Waschbären (*Procyon lotor*) in Deutschland – eine aktuelle Übersicht. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **37**: 389-397

- Michler FU, Michler BA, Rieger S & Stubbe M (2015): Medikamentöse Feldimmobilisation von Waschbären (*Procyon lotor*) mit Ketamin- und Xylazinhydrochlorid. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **40**: 45-56
- Milsom TP (2005): Decline of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* breeding on arable farmland in relation to loss of spring tillage. *Bird Study* **52** (3): 297-306
- MLUL (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft) (2018): Jagdbericht des Landes Brandenburg 2016/2017. PDF verfügbar unter: www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/Jagdbericht_2016_2017.pdf [Letzter Zugriff am 23.11.2018]
- Modesto SP & Anderson JS (2004): The phylogenetic definition of Reptilia. *Systematic biology* **53** (5): 815-821
- Mohr CO (1947): Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *The American Midland Naturalist* **37** (1): 223-249
- Moors PJ (1975): The food of weasels (*Mustela nivalis*) on farmland in north-east Scotland. *Journal of Zoology* **177** (4): 455-461
- Moruzzi TL, Fuller TK, DeGraaf RM, Brooks RT & Li W (2002): Assessing Remotely Triggered Cameras for Surveying Carnivore Distribution. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* **30**: 380-386
- Mühlenberg M (1993): Freilandökologie. 3. Ausgabe. Quelle & Meyer Verlag: 512 S. ISBN 3825205959
- Müller P (1996): Klimawandel, Flächennutzungsdynamik und Prädation als populationssteuernde Faktoren beim Feldhasen. *Game Conservancy Deutschland* **6** (1): 1-29
- Murphy EC & Dowding JE (1995): Ecology of the stoat in Nothofagus forest: home range, habitat use and diet at different stages of the beech mast cycle. *New Zealand Journal of Ecology* **19** (2): 97-109
- Murphy EC, Maddigan F, Edwards B & Clapperton K (2008): Diet of stoats at Okarito Kiwi Sanctuary, South Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **32** (1): 41-45
- Naaber J (1974): Red fox and raccoon dog in our nature. In: Merisalu G (ed.): *Hunting and Game. Yearbook of the Hunters' Union of the Estonian SSR 1969–1972*. Tallinn: Eesti Jahimeeste Selts: 102-115
- Nasimovic AA & Isakov JA (1985): Arctic Fox, Red Fox and Raccoon Dog: Distribution of Populations, Ecology and Preservation. Moscow: Nauka: 116-145
- Nechay G (2000): Status of Hamsters *Cricetus Cricetus*, *Cricetus Migratorius*, *Mesocricetus Newtoni* and Other Hamster Species in Europe, Council of Europe Pub: 73 S. ISBN 9287143307
- Nehring S, Rabitsch W, Kowarik I & Essl F (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. *BfN-Skripten* **409**: 222 S.
- Nelson BB & Chapman JA (1982): Age determination and population characteristics of red foxes from Maryland. *Journal of Mammalogy* **47** (5): 296-311
- Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, Palma AD, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhousseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S,

- Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW & Purvis A (2015): Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* **520** (7545): 45-50
- Newton I (1993): Predation and Limitation of Bird Numbers. In: Power DM (ed): *Current Ornithology* **11**: 143-198
- O'Brien TG, Kinnaird MF & Wibisono HT (2003): Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* **6** (2): 131-139
- O'Connell AF, Nichols JD & Karanth KU (2010): *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer Science & Business Media: 271 S. ISBN 4431994947
- Ostermann OP (1998): The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* **35** (6): 968-973
- Otto KH (1994): *Eine märkische Sagenreise*. Heveller: 62 S. ISBN 3934232221
- Padial JM, Avila E & Sanchez JM (2002): Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology* **67** (3): 137-146
- Page LK, Swihart RK & Kazacos KR (1999): Implications of raccoon latrines in the epizootiology of baylisascariasis. *Journal of Wildlife Diseases* **35** (3): 474-480
- Page LK, Delzell DA, Gehrt SD, Harrell ED, Hiben M, Walter E, Anchor C & Kazacos KR (2016): The structure and seasonality of *Baylisascaris procyonis* populations in raccoons (*Procyon lotor*). *Journal of Wildlife Diseases* **52** (2): 286-292
- Pagh S, Tjørnløv RS, Olesen CR & Chriel M (2015): The diet of Danish red foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to a changing agricultural ecosystem. A historical perspective. *Mammal Research* **60** (4): 319-329
- Pandolfi M, Forconi P & Montecchiari L (1997): Spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a rural area of central Italy. *Italian Journal of Zoology* **64** (4): 351-358
- Panek M (2013): Landscape structure, predation of red foxes on grey partridge, and their spatial relations. *Central European Journal of Biology* **8** (11): 1119-1126
- Papageorgiou NK, Sepougaris A, Christopoulou OG, Vlachos CG & Petamidis JS (1988): Food habits of the red fox in Greece. *Acta Theriologica* **33** (23): 313-324
- Parker K (2014): Utilizing camera traps to evaluate the effects of artificial enclosures to ground-breeding bird species and their predators on Special Protection Areas in Brandenburg, Germany. Masterarbeit, Texas Tech University
- Parolly G & Rohrer J (2016): *Schmeil/Fitschen: Die Flora Deutschlands und der angrenzenden Länder: Ein Buch zum Bestimmen aller wildwachsenden und häufig kultivierten Gefäßpflanzen*. Quelle & Meyer: 928 S. ISBN 3494014981

- Pebsworth PA, MacIntosh AJ, Morgan HR & Huffman MA (2012): Factors Influencing the Ranging Behavior of Chacma Baboons (*Papio amadryas ursinus*) Living in a Human-Modified Habitat. *International Journal of Primatology* **33** (4): 872-887
- Peckarsky BL, Abrams PA, Bolnick DI, Dill LM, Grabowski JH, Luttbeg B, Orrock JL, Peacor SD, Preisser EL, Schmitz OJ, Trussell GC & Trussell GC (2008): Revisiting the classics: considering nonconsumptive effects in textbook examples of predator – prey interactions. *Ecology* **89** (9): 2416-2425
- Pedersen ÅØ, Yoccoz NG & Ims RA (2009): Spatial and temporal patterns of artificial nest predation in mountain birch forests fragmented by spruce plantations. *European Journal of Wildlife Research* **55** (4): 371-384
- Pilak P (2018): Etablierung einer Kamerafallenstudie zur Untersuchung der relativen Abundanz von Raubsäugern in drei unterschiedlichen Habitattypen. Bachelorarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin
- Ponce C, Salgado I, Bravo C, Gutiérrez N, Alonso C (2018): Effects of farming practices on nesting success of steppe birds in dry cereal farmland. *European Journal of Wildlife Research* **64**:13
- Poole KG (1995): Spatial organization of a lynx population. *Canadian Journal of Zoology* **73** (4): 632-641
- Posłuszny M, Pilot M, Goszczyński J & Gralak B (2007): Diet of sympatric pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) identified by genotyping of DNA from faeces. *Annales Zoologici Fennici* **44** (4): 269-284
- Potts GR (2012): Partridges. Pesticides, Predation and Conservation. Collins. London.
- Powell RA (2000): Animal home ranges and territories and home range estimators. *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences* **1**: 64-110
- Powell RA, Zimmerman JW, Seaman DE & Powell C (1996): Ecology and Behaviour of North American Black Bears: Home Ranges, Habitat and Social Organization. Springer Netherlands: 204 S. ISBN 978-0-412-57990-5
- Prange S, Gehrt SD & Wiggers EP (2004): Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* **85** (3): 483-490
- Prugh LR, Stoner CJ, Epps CW, Bean WT, Ripple WJ, Laliberte AS & Brashares JS (2009): The rise of the mesopredator. *Bioscience* **59** (9): 779-791
- Raab R, Kollar HP, Winkler H, Farago S, Spakovszky P, Chavko J, Maderic B, Skorpikova V, Patak E, Wurm H, Juluis E, Raab S & Schütz C (2010): Die Bestandesentwicklung der westpannonischen Population der Großtrappe, *Otis tarda* Linnaeus 1758, von 1900 bis zum Winter 2008/2009. *Egretta* **51**: 74-98
- Rabitsch W, Nehring S & Michler FU (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung *Procyon lotor* – Waschbär. *BfN-Skripten* **409**: 62-63
- Recio MR, Mathieu R, Maloney R & Seddon PJ (2011): Cost comparison between GPS-and VHF-based telemetry: case study of feral cats *Felis catus* in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **35** (1): 114-117

- Reichlin T, Klansek E & Hackländer K (2006): Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. *European Journal of Wildlife Research* **52** (2): 109-118
- Reimoser F, Reimoser S & Klansek E (2006): Wild-Lebensräume: Habitatqualität, Wildschadenanfälligkeit, Bejagbarkeit. Zentralstelle Österr. Landesjagdverbände: 136 S. ISBN 3950187316
- Reitz F & Leonard Y (1994): Characteristics of the European hare *Lepus europaeus* use of space in a French agricultural region of intensive farming. *Acta Theriologica* **39** (2): 143-157
- Reynolds J & Aebischer N (1991): Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. *Mammal review* **21** (3): 97-122
- Reynolds JC & Tapper SC (1995): Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* in central southern England, and its potential impact on annual population growth. *Wildlife Biology* **1** (3): 145-158
- Robert K, Garant D & Pelletier F (2012): Chemical immobilization of raccoons (*Procyon lotor*) with ketamine-medetomidine mixture and reversal with atipamezole. *Journal of Wildlife Diseases* **48** (1): 122-130
- Robinson RA & Sutherland WJ (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of applied Ecology* **39** (1): 157-176
- Rogers CM & Caro MJ (1998): Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia* **116** (1-2): 227-233
- Ross RK, Smith PA, Campbell B, Friis CA & Morrison RIG (2012): Population Trends of Shorebirds in Southern Ontario, 1974–2009. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology* **35**: 15-24
- Roos S, Smart J, Gibbons DW & Wilson JD (2018): A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. *Biological Reviews* **93**: 1915-1937
- Rottstock T (in präp.): A comparative approach to livestock-wildlife interactions in central Europe an sub-Saharan Africa. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin
- Roulichova J & Andrea M (2007): Age determination in The Red Fox (*Vulpes vulpes*): a comparative study. *Lynx (Praha)* **38**: 55-71
- Rovero F, Tobler M & Sanderson J (2010): Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In: Eymann et al. (eds.): *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories*. The Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative, 100-128
- Rowcliffe JM & Carbone C (2008): Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* **11** (3): 185-186
- Rowcliffe JM, Field J, Turvey ST & Carbone C (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* **45** (4): 1228-1236
- Rowcliffe JM, Kays R, Kranstauber B, Carbone C, Jansen PA & Fisher D (2014): Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution* **5** (11): 1170-1179

- Rudolph B (2005): Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Mittlere Havelniederung. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **3** (4): 130-133
- Rühe F (1999): Effect of stand structures in arable crops on brown hare (*Lepus europaeus*) distribution. Gibier Faune Sauvage **16** (4): 317-337
- Rushton SP, Luff ML & Eyre MD (1989): Effects of Pasture Improvement and Management on the Ground Beetle and Spider Communities of Upland Grasslands. Journal of Applied Ecology **26** (2): 489-503
- Ryslavy T & Mädlow W (2008): Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **4**.
- Sala OE, Chapin FS, Iii, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M & Wall DH (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. Science **287** (5459): 1770-1774
- Salo P, Korpimäki E, Banks PB, Nordström M & Dickman CR (2007): Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences **274**:1237-1243
- Samuel MD, Pierce DJ & Garton EO (1985): Identifying areas of concentrated use within the home range. The Journal of Animal Ecology **54** (3): 711-719
- Sanders MD & Maloney RF (2002): Causes of mortality at nests of ground-nesting birds in the Upper Waitaki Basin, South Island, New Zealand: a 5-year video study. Biological Conservation **106** (2): 225-236
- Sanderson GC (1950): Methods of measuring productivity in raccoons. Journal of Wildlife Management **14** (4): 389-402
- Sandom CJ, Ejrnæs R, Hansen MDD & Svenning JC (2014): High herbivore density associated with vegetation diversity in interglacial ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences **111** (11): 4162-4167
- Sargeant AB, Greenwood RJ, Sovada MA & Shaffer TL (1993): Distribution and abundance of predators that affect duck production-prairie pothole region. U.S. Fish and Wildlife Service, 96 S.
- Schai-Braun SC, Weber D & Hackländer K (2013): Spring and autumn habitat preferences of active European hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural area with low hare density. European Journal of Wildlife Research **59** (3): 387-397
- Schmidt KA (2003): Nest Predation and Population Declines in Illinois Songbirds: a Case for Mesopredator Effects. Conservation Biology **17** (4): 1141-1150
- Schnaitl M & Stürzer S (2009): Rotfuchs und Dachs: Raumnutzungsverhalten und Habitatwahl. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald: 114 S. ISBN 3-930977-32-X
- Schneeweiß N & Fritz U (2000): Situation, Gefährdung und Schutz von *Emys orbicularis* (L) in Deutschland. Stapfia **69**, Neue Folge **149**: 133-144
- Schneeweiß N & Breu H (2013): Conservation activities for European pond turtles (*Emys orbicularis*) in Germany. Herpetology Notes **6**: 113-115

- Scholz E (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett, 93 S.
- Schoonover LJ & Marshall WH (1951): Food habits of the raccoon (*Procyon lotor hirtus*) in North-Central Minnesota. *Journal of Mammalogy* **32** (4): 422-428
- Schröder K, Schikore T & Andretzke H (2005): Hinweise auf Lebensraum bezogene Erfassungen. In: Südbeck P et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, S. 135-695
- Schulze M (2014): Die Wasservogelzählung in Sachsen-Anhalt 2012/13. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt **1**: 61-74
- Schuster C, Schmidt T, Conrad C, Kleinschmit B & Förster M (2015): Grassland habitat mapping by intra-annual time series analysis – Comparison of RapidEye and TerraSAR-X satellite data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **34**: 25-34
- Schwan C (2003): Nahrungsökologische Untersuchungen an Marderhunden (*Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834) und Waschbären (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758) in ihrem nordöstlichen Verbreitungsgebiet Deutschlands. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden
- Seaman DE & Powell RA (1990): Identifying patterns and intensity of home range use. *International Conference on Bear Research and Management* **8**: 243-249
- Seaman DE, Millsaugh JJ, Kernohan BJ, Brundige GC, Raedeke KJ & Gitzen RA (1999): Effects of sample size on kernel home range estimates. *The Journal of Wildlife Management* **63** (2): 739-747
- Seiler M (2001): Ermittlung von Nahrungskorrekturfaktoren für den Waschbären (*Procyon lotor* Linné 1758). Diplomarbeit, Technische Universität Dresden
- Serafini P & Lovari S (1993): Food habits and trophic niche overlap of the red fox and the stone marten in a Mediterranean rural area. *Acta Theriologica* **38** (3): 233-244
- Sharma D (2006): The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx* **40** (1): 36-41
- Sherfy FC & Chapman JA (1980): Seasonal home range and habitat utilization of raccoons in Maryland. *Carnivore* **3** (3): 8-18
- Shrubbs M (1985): Breeding habitats of the lapwing in Sussex. *The Sussex Bird Report* 1984 (37): 75-80
- Shrubbs M, Lack PC & Greenwood (1991): The numbers and distribution of Lapwings *V. vanellus* nesting in England and Wales in 1987. *Bird Study* **38** (1): 20-37
- Sidow A (1992): Luchlandschaften. In: Brüssow P (Hrsg.): Ruppiner Jahrbuch 1992. Neuruppin, 82 S.
- Siebert W (2012): Fangjagd-Köder - 3 Sterne für die Leberwurst. *Deutsche Jagdzeitung* (2): 40-43
- Siggel H (1992): Vom Werden unserer Landschaft – Die Oberflächenformen des Kreisgebietes Neuruppin und ihre Entstehung. In: Kreisverwaltung Neuruppin (Hrsg.). Ruppiner Jahrbuch, 82 S.
- Sih A & McCarthy TM (2002): Prey responses to pulses of risk and safety: testing the risk allocation hypothesis. *Animal Behaviour* **63** (3): 437-443

- Sih A (2005): Predator-prey space use as an emergent outcome of a behavioral response race. *Ecology of predator-prey interactions* **11**: 240-255.
- Sikes RS (2016): Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy* **92** (1): 663-688
- Silveira L, Jácomo ATA & Diniz-Filho JAF (2003): Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* **114** (3): 351-355
- Silverman BW (1986): Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall: 176 S. ISBN 0412246201
- Smil V (2011): Harvesting the Biosphere: The Human Impact. *Population and Development Review* **37** (4): 613-636
- Smith C, Reichard M, Jurajda P & Przybylski M (2004): The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Journal of Zoology* **262** (2): 107-124
- Smith RK, Vaughan Jennings N & Harris S (2005): A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* **35** (1): 1-24
- Soest RWM van, Bree PJH van & Stroman L (1974): Tooth wear as an indication of age in badgers (*Meles meles* L.) and red foxes (*Vulpes vulpes* L.). *Journal of Mammalogy* **39** (4): 243-248
- Sollmann R, Mohamed A, Samejima H, & Wilting A (2013): Risky business or simple solution - Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation* **159**: 405-412
- Sørensen T (1948): A method of establishing group of equal amplitude in plant sociobiology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* **5**: 1-34
- Sotherton N & Self MJ (2000): Changes in plant and arthropod diversity on lowland farmland: an overview. In: Aebischer et al. (eds.): *Ecology and conservation of lowland farmland birds*: 26-35
- Soulé ME, Bolger DT, Alberts AC, Wright J, Sorice M & Hill S (1988): Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* **2** (1): 75-91
- Stahl T (2010): Raum-Zeit-Nutzung (inkl. Nahrungsökologie) einheimischer und gebietsfremder Raubsäuger am Beispiel von Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Europäischem Dachs (*Meles meles*) und Waschbär (*Procyon lotor*) in einem Vogelschutzgebiet in Mecklenburg-Vorpommern. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden
- Stanczyk SE, Talbert OR & Dean JM (1980): Nesting activity of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in South Carolina, II. Protection of nests from raccoon predation by transplantation. *Biological Conservation* **18** (4): 289-298
- Starik N (2016): Fledermäuse als Bioindikatoren für die ökologischen Auswirkungen verschiedener Landnutzungsformen auf Biodiversität. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin

- Statista (2018): Anzahl der Haustierbesitzer in Deutschland nach Haustierarten (Hunde, Katzen, Vögel, Nagetiere) von 2013 bis 2017. Website verfügbar unter: de.statista.com/statistik/daten/studie/182518/umfrage/besitzer-von-haustieren-nach-haustierart [Letzter Zugriff am 10.11.2018]
- Stiebling U (2000): Untersuchungen zur Habitatnutzung des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L., 1758), in der Agrarlandschaft als Grundlage für die Entwicklung von Strategien des Natur- und Artenschutzes sowie der Tierseuchenbekämpfung. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin
- Stieger C, Hegglin D, Schwarzenbach G, Mathis A & Deplazes P (2002): Spatial and temporal aspects of urban transmission of *Echinococcus multilocularis*. *Parasitology* **124** (6): 631-640
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Carvalho CR, Snoo GR de & Eden P (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63** (4): 337-365
- Storkey J, Meyer S, Still KS & Leuschner C (2011): The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **279** (1732): 1421-1429
- Strausbaugh LJ, Murray WJ & Kazacos KR (2004): Raccoon roundworm encephalitis. *Clinical Infectious Diseases* **39** (10): 1484-1492
- Stubbe H (1989): Buch der Hege: Band 1 - Haarwild. 3. Auflage. Deutscher Landwirtschaftsverlag, 567 S.
- Stubbe M (1965): Zur Biologie der Raubtiere eines abgeschlossenen Waldgebietes. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* **11** (2): 73-102
- Stubbe M (1977): Raubwild, Raubzeug, Krähenvögel. Grundlagen der Bewirtschaftung. 1. Auflage. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 184 S.
- Stubbe M (1993): Procyonidae (Bonnaparte, 1850) - Kleinbären. In: Niethammer J & Krapp F (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas* 5/1. Aula Verlag: 329-363
- Südbeck P & Krüger T (2004): Erhaltungssituation und erforderliche Schutzmaßnahmen für Wiesenvögel in Niedersachsen - Bilanz und Ausblick. *Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen* **41**, 106-123
- Südbeck P, Bauer H-G, Boschert M, Boye P & Knief W (2007): The red list of breeding birds of Germany, 4th edition. *Ber Vogelschutz* **44**: 23-81
- Sulkava R (1996): Diet of otters *Lutra lutra* in central Finland. *Acta Theriologica* **41** (4): 395-408
- Sutor A, Kauhala K & Ansorge H (2010): Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* - a canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica* **55** (2): 165-176
- Svenning JC (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* **104** (2): 133-148
- Tapper SC & Barnes RFW (1986): Influence of Farming Practice on the Ecology of the Brown Hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology* **23**: 39-52

- Tapper SC, Potts GR & Brockless MH (1996): The Effect of an Experimental Reduction in Predation Pressure on the Breeding Success and Population Density of Grey Partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* **33**: 965-978
- Teerink BJ (2010): *Hair of West European Mammals: Atlas and Identification Key*. Cambridge University Press: 224 S. ISBN 0 521 40264 6
- Teubner J, Teubner J & Zscheilitz K (2015): Nachweise des Goldschakals (*Canis aureus*) in Norddeutschland, Beiträge zur Jagd- und Wildforschung **40**: 452-455
- Thomé H & Geiger G (1997): Vergleich zweier Methoden der Altersbeurteilung an Zähnen altersbekannter wildlebender Fleischfresser. *Anatomia, Histologia, Embryologia* **26** (2): 81-84
- Tilman D (1999): Ecological consequences of biodiversity: a search for general principles. *Ecology* **80** (5): 1455-1474
- Tilman D, Balzer C, Hill J & Belfort BL (2011): Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **108** (50): 20260-20264
- Timm R, Cuarón AD, Reid F, Helgen K & González-Maya JF (2016): *Procyon lotor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016
- Tischler P (2017): Die Entwicklung des Wasservogel- und Greifvogel-Brutbestandes im Park Dieskau 1986 bis 2015 unter dem Einfluss der fortschreitenden Ausbreitung des Waschbären. *Apus* **2**: 11-35
- Tolhurst B, Grogan A, Hughes H & Scott D (2016): Effects of temporary captivity on ranging behaviour in urban red foxes (*Vulpes vulpes*). *Applied Animal Behaviour Science* **181**: 182-190
- Trites AW & Joy R (2005): Dietary analysis from fecal samples: how many scats are enough? *Journal of Mammalogy* **86** (4): 704-712
- Tschanz B, Hegglin D, Gloor S & Bontadina F (2011): Hunters and non-hunters: skewed predation rate by domestic cats in a rural village. *European Journal of Wildlife Research* **57** (3): 597-602
- Tufto J, Andersen R & Linnell J (1996): Habitat Use and Ecological Correlates of Home Range Size in a Small Cervid: The Roe Deer. *Journal of Animal Ecology* **65**: 715-724
- Urban D (1970): Raccoon populations, movement patterns, and predation on a managed waterfowl marsh. *Journal of Wildlife Management* **34**: 372-382
- Vera FWM (2000): *Grazing ecology and forest history*. CABI Publishing: 506 S. ISBN 0-85199-442-3
- Viro IP & Mikkola H (1981): Food composition of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Finland. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **46**: 20-26
- Voigt D 1987: Red fox. In: *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Ontario Trappers Association publishers: 379-393.
- Vorndran M (2012): Home range size and habitat choice of the raccoon (*Procyon lotor*) – a GPS tracking study in the North of Brandenburg, Germany. *Dipolmarbeit*, Johannes Gutenberg Universität Mainz

- Walker S & Sunquist M (1997): Movement and spatial organization of raccoons in north-central Florida. *Florida Field Naturalist* **25**: 11-21
- Walton Z, Samelius G, Odden M & Willebrand T (2018): Long-distance dispersal in red foxes *Vulpes vulpes* revealed by GPS tracking. *European Journal of Wildlife Research* **64**: 64
- Wandeler AI & Lüps P (1993): *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) - Rotfuchs. In: Stubbe M & Krapp F (Hrsg): *Handbuch der Säugetiere Europas*, Band 5. Aula Verlag: 139-193
- Webb JB (1975): Food of the otter (*Lutra lutra*) on the Somerset levels. *Journal of Zoology* **177** (4): 486-491
- Weber J-M & Meia J-S (1996): Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. *Ethology Ecology & Evolution* **8** (3): 223-232
- Weiß R (2003): Beiträge zur weichselkaltzeitlichen Morphogenese des Elbhavelwinkels (mit Hinweisen zur Havel- und Elbentwicklung). *Brandenburgische Umwelt Berichte* **14**. ISBN: 3-935024-73-8
- White GC & Garrott RA (1990): *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press: 383 S. ISBN 978-0-12-746725-2
- White PCL, Saunders G & Harris S (1996): Spatio-Temporal Patterns of Home Range Use by Foxes (*Vulpes vulpes*) in Urban Environments. *Journal of Animal Ecology* **65**: 121-125
- Whittingham MJ & Evans KL (2004): The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* **146**: 210-220
- Wicke M (2014): Auswirkungen der Schutzmaßnahmen für bodenbrütende Vögel auf das Raumnutzungsverhalten ihrer wichtigsten Prädatoren im NSG Havelländisches Luch. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin
- Wickramasinghe LP, Harris S, Jones G & Vaughan N (2003): Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* **40** (6): 984-993
- Wiesner H (1998): Tierschutzrelevante Neuentwicklungen zur Optimierung der Distanzimmobilisation. *Tierärztliche Praxis* **26**: 225-233
- Wiesner H & Hegel G von (1985): Praktische Hinweise zu Immobilisation von Wild- und Zootieren. *Tierärztliche Praxis* **13**: 113-127
- Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R & Foster M (1996): *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution, 409 S.
- Wilson JD, Evans J, Browne SJ & King JR (1997): Territory Distribution and Breeding Success of Skylarks *Alauda arvensis* on Organic and Intensive Farmland in Southern England. *Journal of Applied Ecology* **34**: 1462-1478
- Winkle W van (1975): Comparison of Several Probabilistic Home-Range Models. *The Journal of Wildlife Management* **39** (1): 118-123
- Winnie Jr J & Creel S (2007): Sex-specific behavioural responses of elk to spatial and temporal variation in the threat of wolf predation. *Animal behaviour* **73** (1): 215-225

- Winter M (2005): Zur Ökologie des Waschbären (*Procyon lotor*, L.1758) in Sachsen-Anhalt. Diplomarbeit, Universität Halle-Wittenberg
- Wlodek K & Krzywinski A (1986): Zu Biologie und Verhalten des Marderhundes (*Nyctereutes procyonoides*) in Polen. Zeitschrift für Jagdwissenschaft **32** (4): 203-215
- Woods M, McDonald R, Harris S (2003): Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. Mammal Review Blackwell Science **33** (2): 174-188
- Worton BJ (1989): Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. Ecology **70** (1): 164-168
- Yoneda M (1982): Influence of red fox predation on a local population of small rodents: II. Food habits of the red fox. Applied Entomology and Zoology **17** (3): 308-318
- Yong E (2013): Scared to death: how predators really kill. New Scientist **218** (2919): 36-39
- Zanette LY, White AF, Allen MC & Clinchy M (2011): Perceived predation risk reduces the number of offspring songbirds produce per year. Science **344**: 1398-1401
- Zeller U, Starik N & Göttert T (2017): Biodiversity, land use and ecosystem services - An organismic and comparative approach to different geographical regions. Global Ecology and Conservation **10**: 114-125
- Zero VH, Sundaresan SR, O'Brien TG & Kinnaird MF (2013) Monitoring an endangered savannah ungulate, Grevy's zebra (*Equus grevyi*): choosing a method for estimating population densities. Oryx **47** (3): 410-419
- Zeveloff SI (2002): Raccoons - A natural history. Smithsonian Institution press: 240 S. ISBN 1588340333
- Zschille J, Stier N, Roth M & Mayer R (2014): Feeding habits of invasive American mink (*Neovison vison*) in northern Germany - potential implications for fishery and waterfowl. Acta theriologica **59** (1): 25-34

Anhang

A. Liste der Brutvögel und Bodenbrüter Deutschlands

Tab. A1: Gesamtartenliste der Brutvögel und Bodenbrüter Deutschlands (Neozoen sind rosa hervorgehoben)
(Datenquelle: **Südbeck et al. 2007** und **Richtlinie 2009/147/EC**). Legende: **0**= Ausgestorben; **1**= Vom Aussterben bedroht; **2**= Stark gefährdet; **3**= Gefährdet; **R**= Extrem selten; **V**= Vorwarnliste

Vogelart	Wiss. Bezeichnung	Bodenbrüter	RL D 2016	VSRL
Alexandersittich	<i>Psittacula eupatria</i>			
Alpenbraunelle	<i>Prunella collaris</i>	X	R	
Alpendohle	<i>Pyrrhocorax graculus</i>		R	
Alpensneehuhn	<i>Lagopus mutus helveticus</i>	X	R	X
Alpensegler	<i>Apus melba</i>		R	
Alpenstrandläufer	<i>Calidris alpina</i>	X	1	
Amsel	<i>Turdus merula</i>		-	
Auerhuhn	<i>Tetrao urogallus</i>	X	1	X
Austernischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	X	-	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	X	-	
Bartmeise	<i>Panurus biarmicus</i>	X	-	
Basstölpel	<i>Sula bassana</i>	X	R	
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>		3	
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	X	3	
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	X	1	
Bergente	<i>Aythya marila</i>	X	R	
Berglaubsänger	<i>Phylloscopus bonelli</i>	X	-	
Bergpieper	<i>Anthus spinoletta</i>		-	
Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>		-	
Bienenfresser	<i>Merops apiaster</i>		-	
Birkenzeisig	<i>Carduelis lammea</i>		-	
Birkhuhn	<i>Tetrao tetrix</i>	X	1	X
Blässhuhn	<i>Fulica atra</i>	X	-	
Blauehlchen	<i>Luscinia svecica</i>	X	-	X
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>		-	
Blauracke	<i>Coracias garrulus</i>		0	X
Bluthänling	<i>Carduelis cannabina</i>		3	
Brachpieper	<i>Anthus campestris</i>	X	1	X
Brandgans	<i>Tadorna tadorna</i>		-	
Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>	X	1	X
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	X	2	
Brautente	<i>Aix sponsa</i>			
Bruchwasserläufer	<i>Tringa glareola</i>	X	1	X
Buchink	<i>Fringilla coelebs</i>		-	

Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>		-	
Chileflamingo	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	X		
Dohle	<i>Coloeus monedula</i>		-	
Doppelschnepfe	<i>Gallinago media</i>	X	0	X
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	X	-	
Dreizehenmöwe	<i>Rissa tridactyla</i>		R	
Dreizehenspecht	<i>Picoides tridactylus</i>		-	X
Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	X	-	
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>		-	
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	X	-	
Eissturmvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>		R	
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	X	-	X
Elster	<i>Pica pica</i>		-	
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>		-	
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	X	3	
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>	X	3	
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>		V	
Felsenschwalbe	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>		R	
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>		-	
Fischadler	<i>Pandion haliaetus</i>		3	X
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	X	-	
Fleckschnabelente	<i>Anas poecilorhyncha</i>			
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	X	-	
Flussseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	X	2	X
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	X	2	
Gänsegeier	<i>Gyps fulvus</i>		0	X
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>		V	
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>		-	
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	X	-	
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		V	
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	X	-	
Gelbkopf- Schafstelze	<i>Motacilla lavissima</i>	X	R	
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>		-	
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>		-	
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>		-	
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	X	V	
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	X	1	X
Grauammer	<i>Emberiza calandra</i>	X	-	
Graugans	<i>Anser anser</i>	X	-	
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>		-	
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>		V	

Grauspecht	<i>Picus canus</i>		2	X
Große Gelbkopfamazone	<i>Amazona oratrix</i>			
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	X	1	
Großtrappe	<i>Otis tarda</i>	X	1	X
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>		-	
Grünlaubsänger	<i>Phylloscopus trochiloides</i>	X	R	
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>		-	
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>		-	
Habichtskauz	<i>Strix uralensis</i>		R	X
Halsbandschnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>		3	X
Halsbandsittich	<i>Psittacula krameri</i>			
Haselhuhn	<i>Tetrastes bonasia</i>	X	2	X
Haubenlerche	<i>Galerida cristata</i>	X	1	
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>		-	
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	X	-	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>		-	
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>		V	
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	X	-	
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	X	V	X
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>	X	-	
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	X	-	
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>		-	
Jagdhasan	<i>Phasianus colchicus</i>	X		
Kampläufer	<i>Philomachus pugnax</i>	X	1	X
Kanadagans	<i>Branta canadensis</i>	X		
Karmingimpel	<i>Carpodacus erythrinus</i>		-	
Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>		-	
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	X	2	
Klappergrasmücke	<i>Sylvia curruca</i>	X	-	
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>		-	
Kleines Sumpfhuhn	<i>Porzana parva</i>	X	3	X
Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>		V	
Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	X	2	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>		-	
Kolbenente	<i>Netta rufina</i>	X	-	
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>		-	
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	X	-	X
Kornweihe	<i>Circus cyaneus</i>	X	1	X
Kranich	<i>Grus grus</i>	X	-	X
Krickente	<i>Anas crecca</i>	X	3	
Kubaflamingo	<i>Phoenicopterus ruber</i>	X		

Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>		V	
Küstenseeschwalbe	<i>Sterna paradisaea</i>	X	1	X
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	X	-	
Lachseeschwalbe	<i>Gelochelidon nilotica</i>	X	1	X
Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	X	3	
Löffler	<i>Platalea leucorodia</i>	X	R	X
Mandarinente	<i>Aix galericulata</i>	X		
Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>	X	-	
Mauerläufer	<i>Tichodroma muraria</i>		R	
Mauersegler	<i>Apus apus</i>		-	
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>		-	
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbicum</i>		3	
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>		-	
Mittelmeermöwe	<i>Larus michahellis</i>	X	-	
Mittelsäger	<i>Mergus serrator</i>	X	-	
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		-	X
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>		-	
Moorente	<i>Aythya nyroca</i>	X	1	X
Mornellregenpfeifer	<i>Charadrius morinellus</i>	X	0	X
Nachtigall	<i>Luscinia megarhynchos</i>	X	-	
Nachtreiher	<i>Nycticorax nycticorax</i>		2	X
Nandu	<i>Rhea americana</i>	X		
Nebelkrähe	<i>Corvus cornix</i>		-	
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	X	-	X
Nilgans	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	X		
Ohrentaucher	<i>Podiceps auritus</i>	X	1	X
Orpheusspötter	<i>Hippolais polyglotta</i>		-	
Ortolan	<i>Emberiza hortulana</i>	X	3	X
Papageitaucher	<i>Fratercula arctica</i>	X	0	
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	X	R	
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>		V	
Purpureiher	<i>Ardea purpurea</i>		R	X
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>		-	
Raubseeschwalbe	<i>Hydropogon caspia</i>	X	1	X
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>		2	
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>		3	
Raufußkauz	<i>Aegolius funereus</i>		-	X
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	X	2	
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	X	-	
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>		-	
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>		-	

Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	X	-	
Rohrdommel	<i>Botaurus stellaris</i>	X	3	X
Rohrschwirl	<i>Locustella luscinioides</i>	X	-	
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	X	-	X
Rosaflamingo	<i>Phoenicopterus roseus</i>	X		X
Rosenseeschwalbe	<i>Sterna dougallii</i>	X	0	X
Rostgans	<i>Tadorna ferruginea</i>	X		X
Rothalstaucher	<i>Podiceps grisegena</i>	X	-	
Rothuhn	<i>Alectoris rufa</i>	X	0	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	X	-	
Rotkopfwürger	<i>Lanius senator</i>		1	
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>		V	X
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	X	3	
Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>		-	
Säbelschnäbler	<i>Recurvirostra avosetta</i>	X	-	X
Sandregenpfeifer	<i>Charadrius hiaticula</i>	X	1	
Schelladler	<i>Aquila clanga</i>		R	X
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	X	-	
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	X	-	
Schlagschwirl	<i>Locustella luvialis</i>	X	-	
Schlangenadler	<i>Circaetus gallicus</i>		0	X
Schleiereule	<i>Tyto alba</i>		-	
Schnatterente	<i>Mareca strepera</i>	X	-	
Schneegans	<i>Anser caerulescens</i>	X		
Schneesperling	<i>Montifringilla nivalis</i>		R	
Schreiadler	<i>Aquila pomarina</i>		1	X
Schwanengans	<i>Anser cygnoides</i>	X		
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>		-	
Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	X	-	
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola rubicola</i>	X	-	
Schwarzkopfmöwe	<i>Larus melanocephalus</i>	X	-	X
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>		-	X
Schwarzschan	<i>Cygnus atratus</i>	X		
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		-	X
Schwarzstirnwürger	<i>Lanius minor</i>		0	X
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>		-	X
Seeadler	<i>Haliaeetus albicilla</i>		-	X
Seeregenpfeifer	<i>Charadrius alexandrinus</i>	X	1	
Seggenrohrsänger	<i>Acrocephalus paludicola</i>	X	1	X
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	X	-	
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>		-	

Singschwan	<i>Cygnus cygnus</i>	X	R	X
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapilla</i>		-	
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>		-	
Sperbergrasmücke	<i>Sylvia nisoria</i>	X	3	X
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>		-	X
Spießente	<i>Anas acuta</i>	X	3	
Sprosser	<i>Luscinia luscinia</i>	X	-	
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>		3	
Steinadler	<i>Aquila chrysaetos</i>		R	X
Steinhuhn	<i>Alectoris graeca</i>	X	R	
Steinkauz	<i>Athene noctua</i>		3	
Steinrötel	<i>Monticola saxatilis</i>	X	2	
Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>	X	1	
Steinsperling	<i>Petronia petronia</i>		0	
Steinwälzer	<i>Arenaria interpres</i>	X	2	
Steppenmöwe	<i>Larus cachinnans</i>		R	
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>		-	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	X	-	
Straßentaube	<i>Columba livia f. domestica</i>			
Streifengans	<i>Anser indicus</i>	X		
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	X	-	
Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>		-	
Sumpfohreule	<i>Asio flammeus</i>	X	1	X
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	X	-	
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	X	-	
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>		-	
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>		-	
Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	X	V	
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	X	-	
Tordalk	<i>Alca torda</i>		R	
Trauerbachstelze	<i>Motacilla yarrellii</i>	X	R	
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>		3	
Trauerseeschwalbe	<i>Chlidonias niger</i>	X	1	X
Triel	<i>Burhinus oedicnemus</i>	X	0	X
Trottellumme	<i>Uria aalge</i>		R	
Truthuhn	<i>Meleagris gallopavo</i>	X		
Tüpfelsumpfhuhn	<i>Porzana porzana</i>	X	3	X
Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>		-	
Turnfalke	<i>Falco tinnunculus</i>		-	
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>		2	
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	X	1	

Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>		V	
Uhu	<i>Bubo bubo</i>		-	X
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>		-	
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	X	V	
Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	X	2	X
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>		-	
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>		-	
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	X	-	
Waldohreule	<i>Asio otus</i>		-	
Waldrapp	<i>Geronticus eremita</i>		0	
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	X	V	
Waldwasserläufer	<i>Tringa ochropus</i>		-	
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>		-	X
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>		-	
Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	X	V	
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>		-	
Weißbart-Seeschwalbe	<i>Chlidonias hybrida</i>		R	X
Weißlügel-Seeschwalbe	<i>Chlidonias l. leucopterus</i>		R	
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopos leucotos</i>		2	X
Weißstorch	<i>Ciconia ciconia</i>		3	X
Weißwangengans	<i>Branta leucopsis</i>	X	-	X
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>		2	
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>		3	X
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>		3	
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	X	2	
Wiesenschafstelze	<i>Motacilla flava</i>	X	-	
Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>	X	2	X
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>		-	
Zaunammer	<i>Emberiza cirius</i>	X	3	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	X	-	
Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>	X	3	X
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	X	-	
Zippammer	<i>Emberiza cia</i>	X	1	
Zitronenzeisig	<i>Carduelis citrinella</i>		3	
Zwergmöwe	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	X	R	
Zwergrohrdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	X	2	X
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>		V	X
Zwergseeschwalbe	<i>Sternula albifrons</i>	X	1	X
Zwergsumpsumpfhuhn	<i>Porzana pusilla</i>	X	R	X
Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	X	-	
Zwergtrappe	<i>Tetrax tetrax</i>	X	0	X

B. Karten des Untersuchungsgebietes

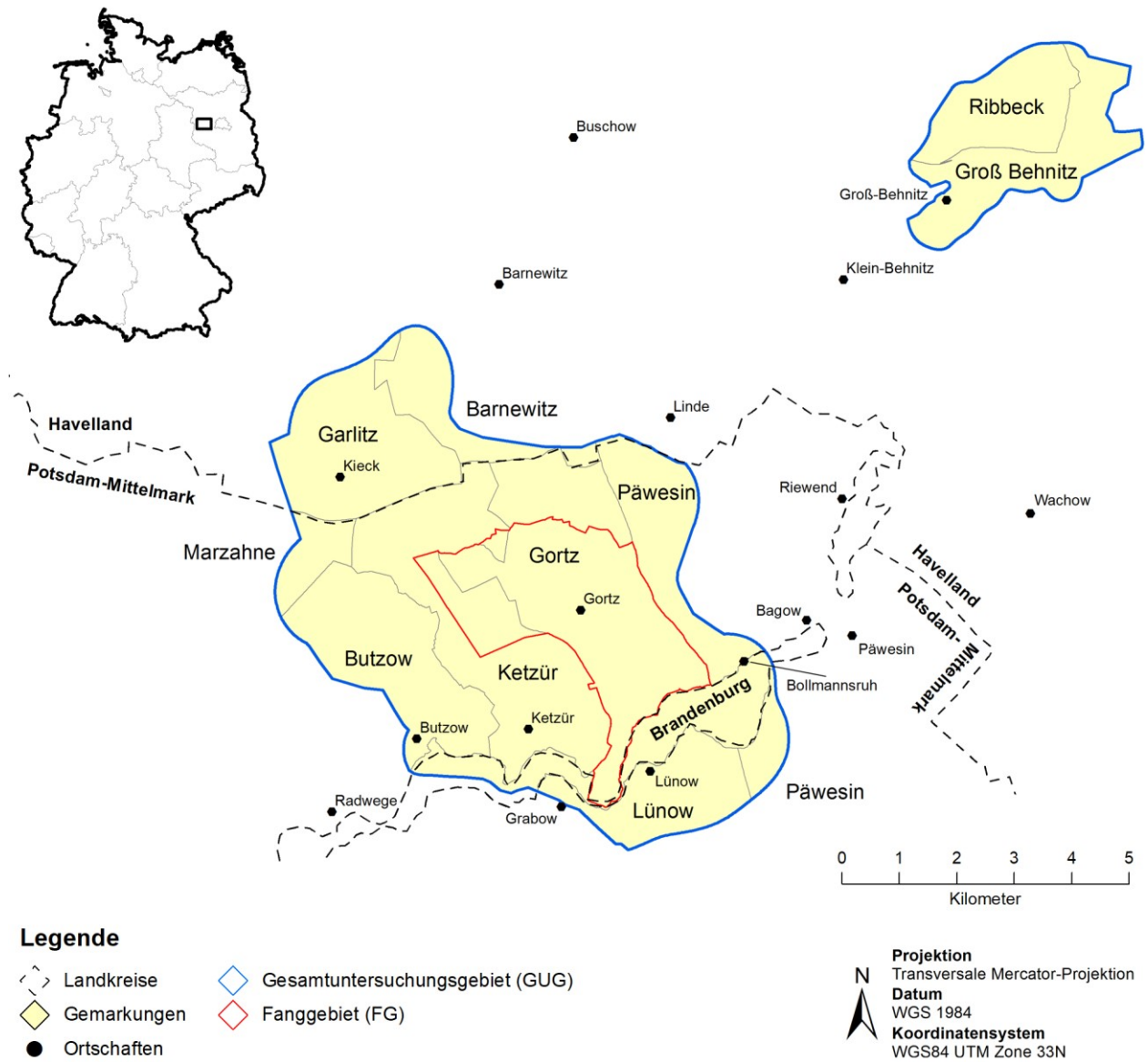
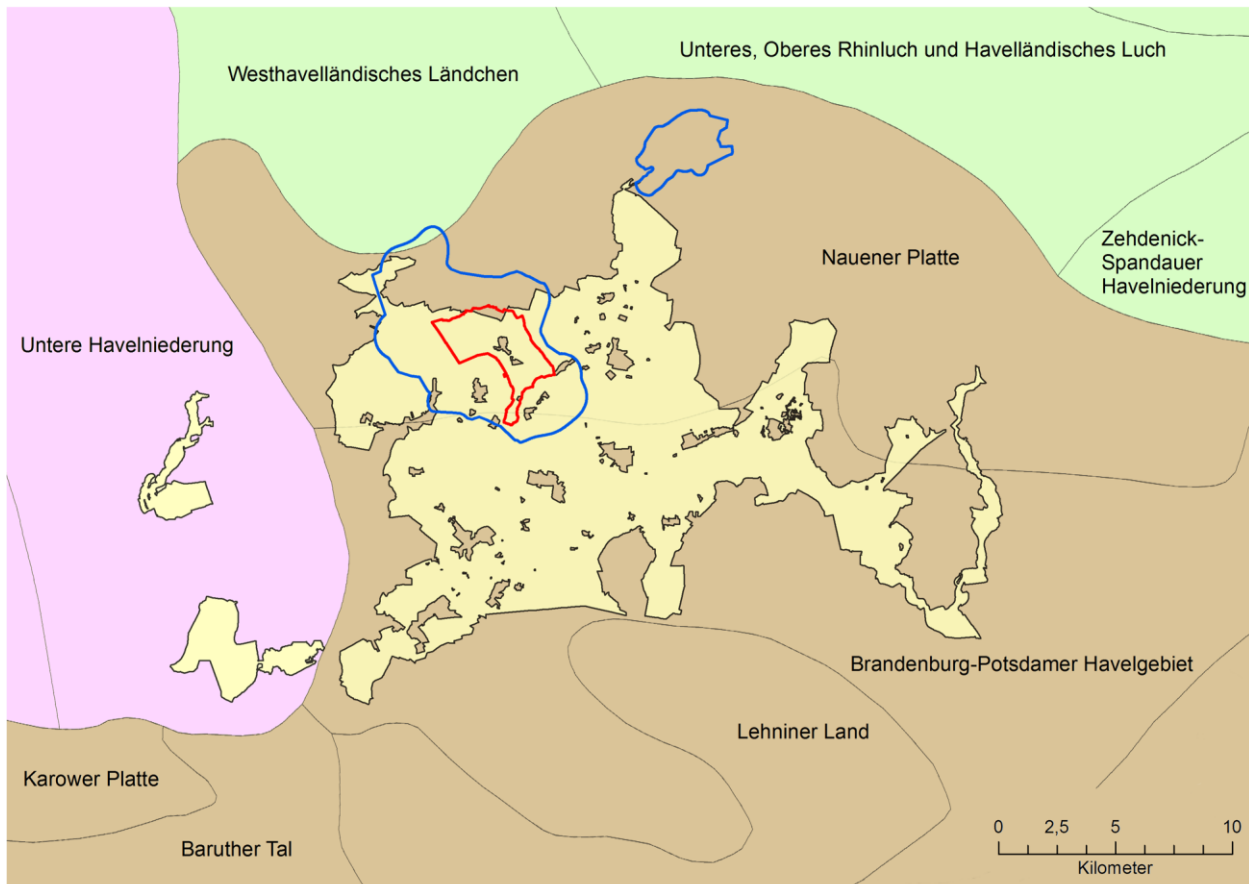


Abb. A1: Administrative Lage des Untersuchungsgebietes



Legende

- ◊ Fanggebiet (FG)
- ◊ Gesamtuntersuchungsgebiet (GUG)
- ◊ Vogelschutzgebiet "Mittlere Havelniederung"

Naturräume nach Scholz (1962)

- ◊ Elbtalniederung
- ◊ Luchland
- ◊ Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen

Projektion
 Transversale Mercator-Projektion
Datum
 WGS 1984
Koordinatensystem
 WGS84 UTM Zone 33N

Abb. A2: Naturräumliche Gliederung des VSG nach Scholz (1962). (Eigene Grafik nach Daten von: **Digitale Daten LGB Brandenburg. INSPIRE View-Service [WMS-LFU-NATRAUM] Landesamt für Umwelt, Brandenburg.**)

C. R-Skript zur Auswertung der Kamerafallenbilder

Für das Skript werden die folgenden Pakete benötigt: Stingr, lubridate, data.table. Zudem muss die frei zugängliche Software „exiftool“ im Arbeitsverzeichnis gespeichert sein.

Definition des Arbeitsverzeichnisses:

```
setwd("Pfad des Überordners")
```

Einbindung des Programms „exiftool“:

```
get.exif <- function(filename) {
  command <- paste("exiftool -n -csv",
    paste(shQuote(filename), collapse=" "))
  read.csv(textConnection(system(command, intern=TRUE)), stringsAsFactors = FALSE)
}
```

Erstellen der Datentabelle, welche später die Informationen zu den Kamerafallenbildern enthält:

```
tabelle <- structure(list (Datei =c(""),
  Dateityp =c(""),
  Lebensraum = c(""),
  Standort = c(""),
  Typ = c(""),
  Art = c(""),
  Anzahl = c(""),
  Datum = structure(c(1), class = c("POSIXt", "POSIXct"), tzone =""),
  .Names = c("Datei","Dateityp","Lebensraum","Standort","Typ","Art","Anzahl", "Datum"),
  row.names = c(NA,1L), class ="data.frame")
```

Auslesen der Metadaten und füllen der Tabelle:

```
list <- list.files(pattern = "\\jpg$", recursive = TRUE, ignore.case = TRUE)
for (i in list) {
  exifdata <- get.exif(i)
  Datei <- exifdata$FileName
  Lebensraum <- basename(dirname(dirname(exifdata$Directory)))
  Standort <- basename(dirname(exifdata$Directory))
  Art <- basename(exifdata$Directory)
  Anzahl <- exifdata$Title
  if(grepl("F_", Standort)==TRUE){
    Typ <- "Fallenstandort"
  }else{
    Typ <- "Extern"
  }
}
```

```

if(grepl("metadaten", Datei)=="FALSE"){
  Dateityp <- "Bild"

  Jahr <- str_sub(Datei,-19,-16)
  Monat <- str_sub(Datei,-15,-14)
  Tag <- str_sub(Datei,-13,-12)
  Stunde <- str_sub(Datei,-10,-9)
  Minute <- str_sub(Datei,-8,-7)
  Sekunde <- str_sub(Datei,-6,-5)

  Datum <- paste(Jahr,".",Monat,".",Tag," ",Stunde,":", Minute, ":", Sekunde, sep="")
  Datum <- ymd_hms(Datum, tz="Europe/Berlin")

}else{
  Dateityp <- "Video"

  Jahr <- str_sub(Datei,-29,-26)
  Monat <- str_sub(Datei,-25,-24)
  Tag <- str_sub(Datei,-23,-22)
  Stunde <- str_sub(Datei,-20,-19)
  Minute <- str_sub(Datei,-18,-17)
  Sekunde <- str_sub(Datei,-16,-15)

  Datum <- paste(Jahr,".",Monat,".",Tag," ",Stunde,":", Minute, ":", Sekunde, sep="")
  Datum <- ymd_hms(Datum, tz="Europe/Berlin")
}

tabelle <- rbind(tabelle, list(Datei, Dateityp, Lebensraum, Standort, Typ, Art, Anzahl, Datum))
}

```

Ordnen der Tabelle:

```
tabelle <- tabelle[with(tabelle, order(Standort, Art, Datum)),]
```

Definition der Events:

```

tabelle <- cbind ( tabelle , "Intervall" = difftime(tabelle$Datum, shift(tabelle$Datum, 1L, type="lag"), units = "secs"))

Intervall <- 300

tabelle <- cbind ( tabelle , "Event" = ifelse(tabelle$Intervall>Intervall | tabelle$Art!=shift(tabelle$Art, 1L, type="lag"),
"Event", ""))

tabelle[1,9] <- 0

tabelle[1,10] <- "Event"

```

Schreiben der Tabelle:

```
write.csv2(tabelle, file = "Dateiliste.csv")
```

D. Fotografierte Tier an und abseits der Lebendfallen

Raubsäuger

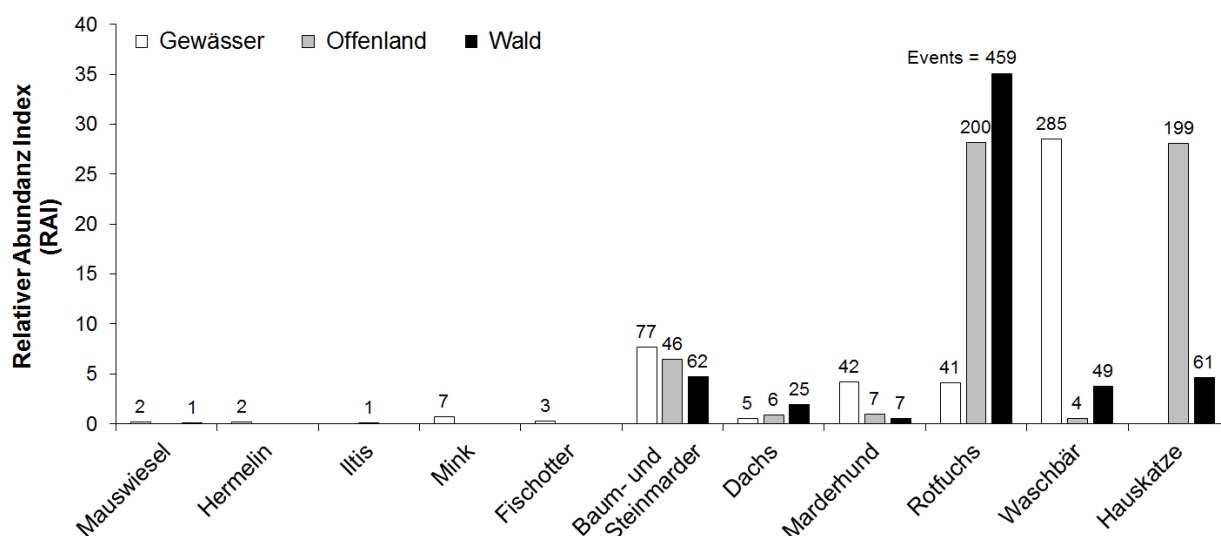


Abb. A3: Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Raubsäugerarten an den Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten (**Bilder gesamt:** 6.587; **Events:** 1.591; **Kamerafallennächte:** n_{Gewässer}= 999; n_{Offenland}= 709; n_{Wald}= 1.310)

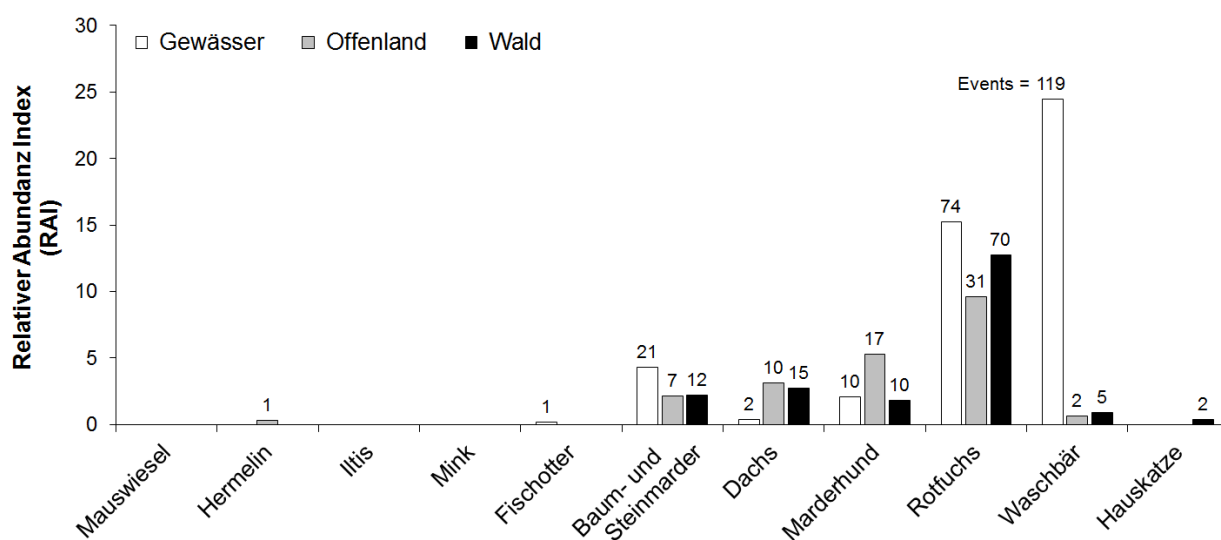


Abb. A4: Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Raubsäugerarten abseits der Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten (**Bilder gesamt:** 1.153; **Events:** 409; **Kamerafallennächte:** n_{Gewässer}= 486; n_{Offenland}= 322; n_{Wald}= 548)

Andere Tierarten

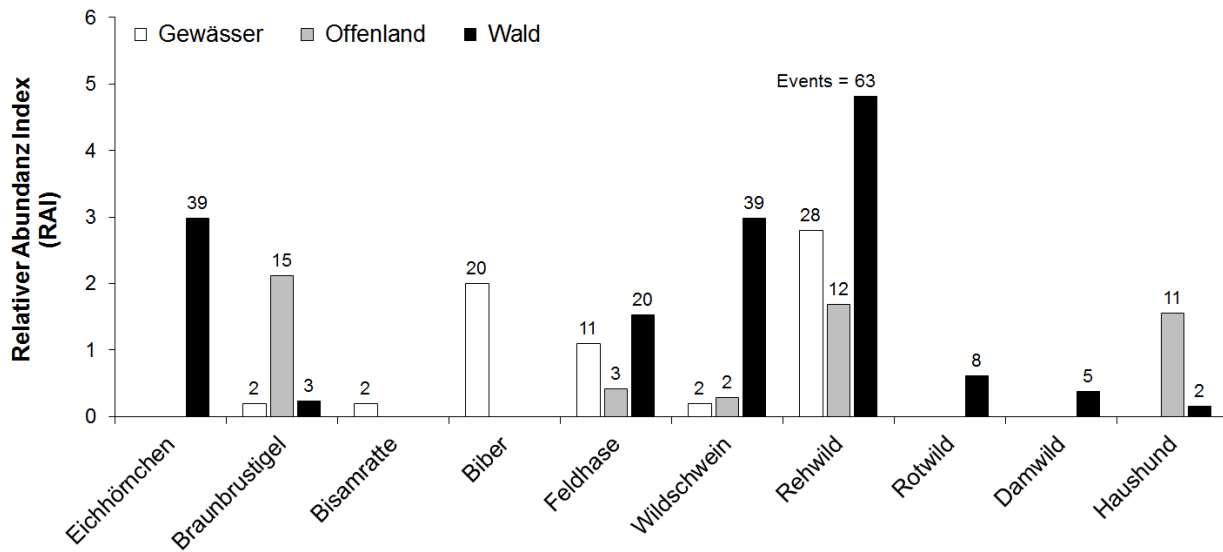


Abb. A5: Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Nicht-Raubsäuger an den Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten (**Bilder gesamt:** 1.019; **Events:** 287; **Kamerafallennächte:** $n_{\text{Gewässer}} = 999$; $n_{\text{Offenland}} = 709$; $n_{\text{Wald}} = 1.310$)

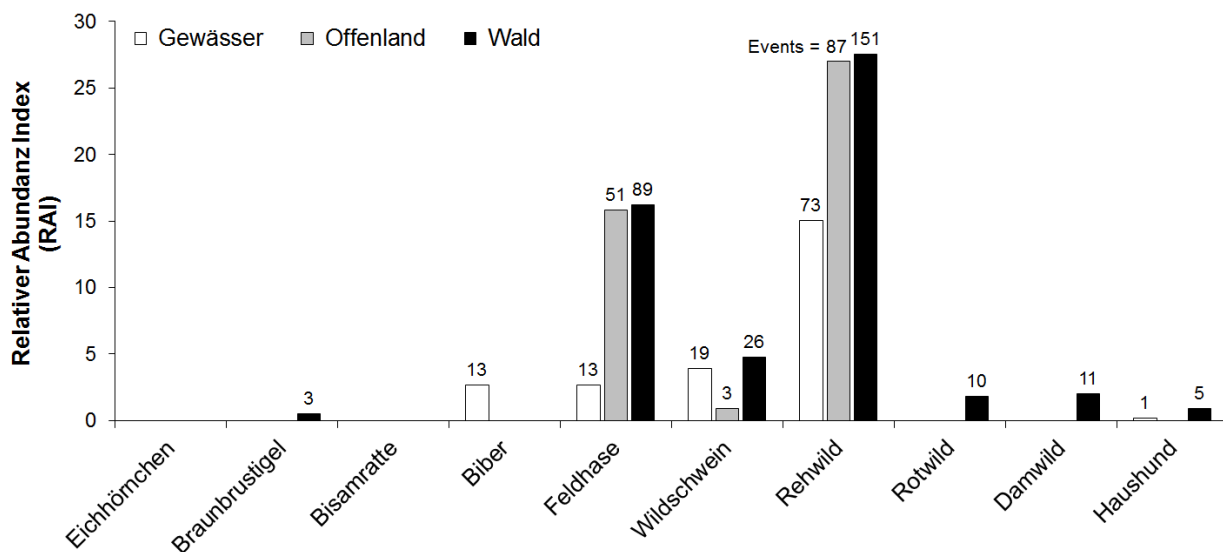


Abb. A6: Relativer Abundanz Index (RAI) aller fotografierten Nicht-Raubsäuger an den Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten (**Bilder gesamt:** 1.849; **Events:** 555; **Kamerafallennächte:** $n_{\text{Gewässer}} = 486$; $n_{\text{Offenland}} = 322$; $n_{\text{Wald}} = 548$)

Vogelarten

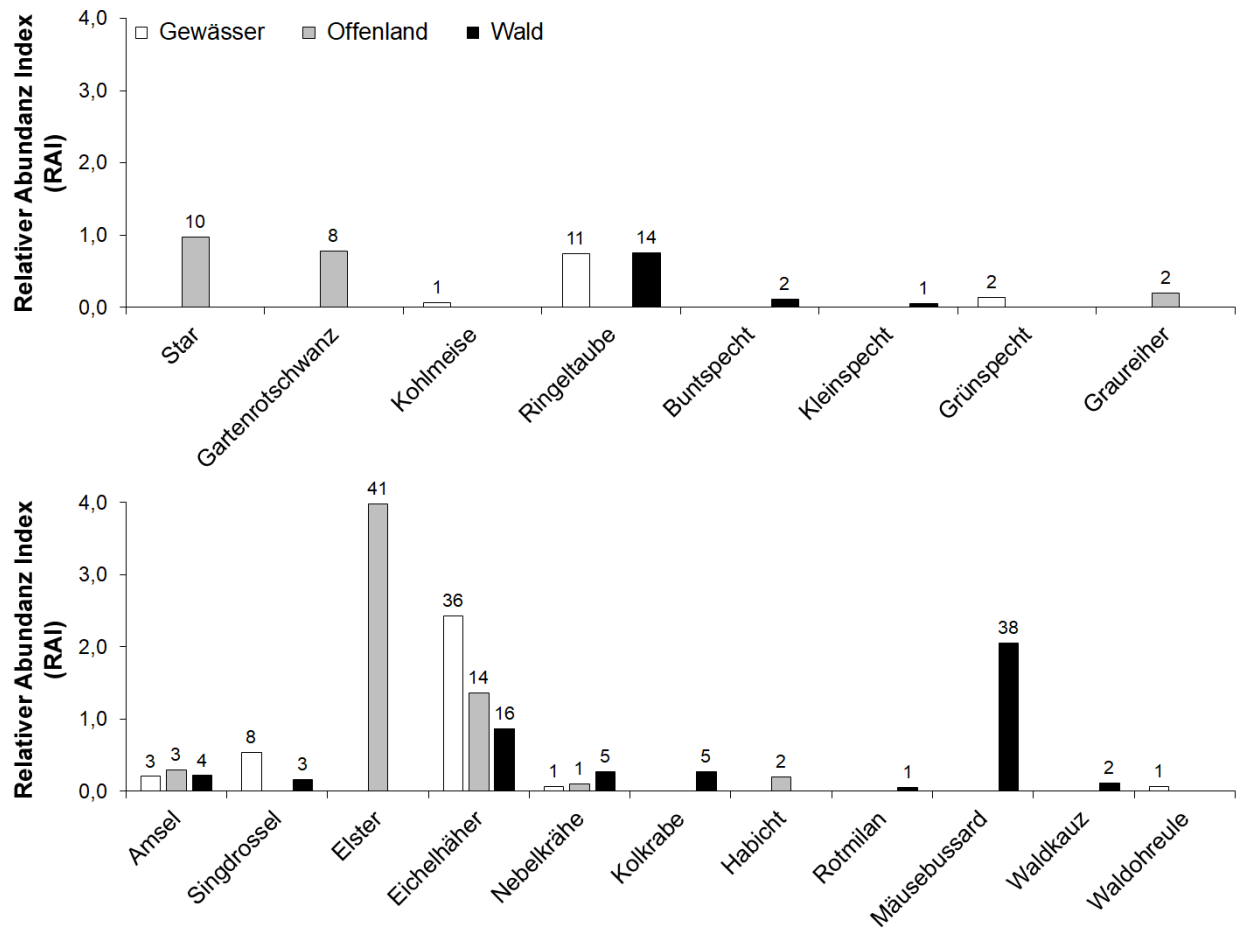


Abb. A7: Relativer Abundanz Index (RAI) für alle fotografierten, nicht am Boden brütenden Vogelarten an und abseits der Raubsäugerfallen in verschiedenen Habitaten (**Bilder** gesamt: 269; **Events**: 80; **Kamerafallennächte**: $n_{\text{Gewässer}} = 1.485$; $n_{\text{Offenland}} = 1.031$; $n_{\text{Wald}} = 1.858$)

E. Bilder fotografierter Raubsäugerarten



Abb. A8: Bilder der mit Wildkameras nachgewiesenen Raubsäugerarten: **A:** Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), **B:** Waschbär (*Procyon lotor*), **C:** Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*), **D:** Hauskatze (*Felis silvestris* f. *catus*), **E:** Dachs (*Meles meles*), **F:** Baummarder (*Martes martes*), **G:** Steinmarder (*Martes foina*), **H:** Amerikanischer Mink (*Neovision vison*), **I:** Fischotter (*Lutra lutra*), **J:** Iltis (*Mustela putorius*), **K:** Hermelin (*Mustela erminea*), **L:** Mauswiesel (*Mustela nivalis*)

F. Bilder gefangener Raubsäugerarten



Abb. A9: Bilder der gefangenen Raubsäugerarten: **A:** Rotfuchs (*Vulpes vulpes* - juvenil), **B:** Waschbär (*Procyon lotor* - juvenil), **C:** Marderhund (*Nyctereutes procyonoides* - juvenil), **D:** Hauskatze (*Felis silvestris* f. *catus*), **E:** Steinmarder (*Martes foina*), **F:** Baummarder (*Martes martes*)

G. Bilder der Untersuchungstiere

Abb. A10: Bilder der neun untersuchten Waschbären



Abb. A11: Bilder der sechs untersuchten Rotfüchse

H. Aktivitätsprofile der Untersuchungstiere

Waschbären

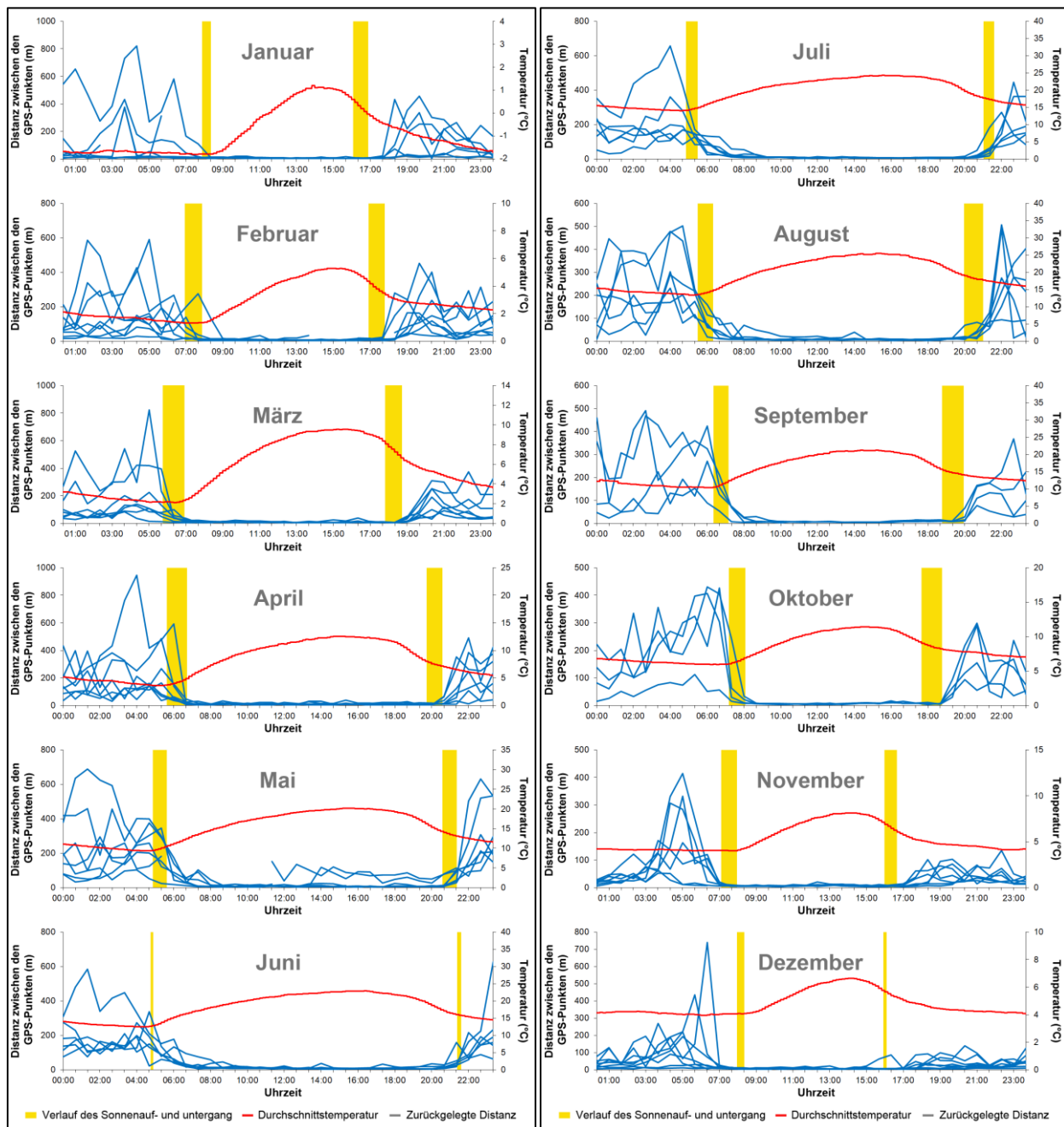
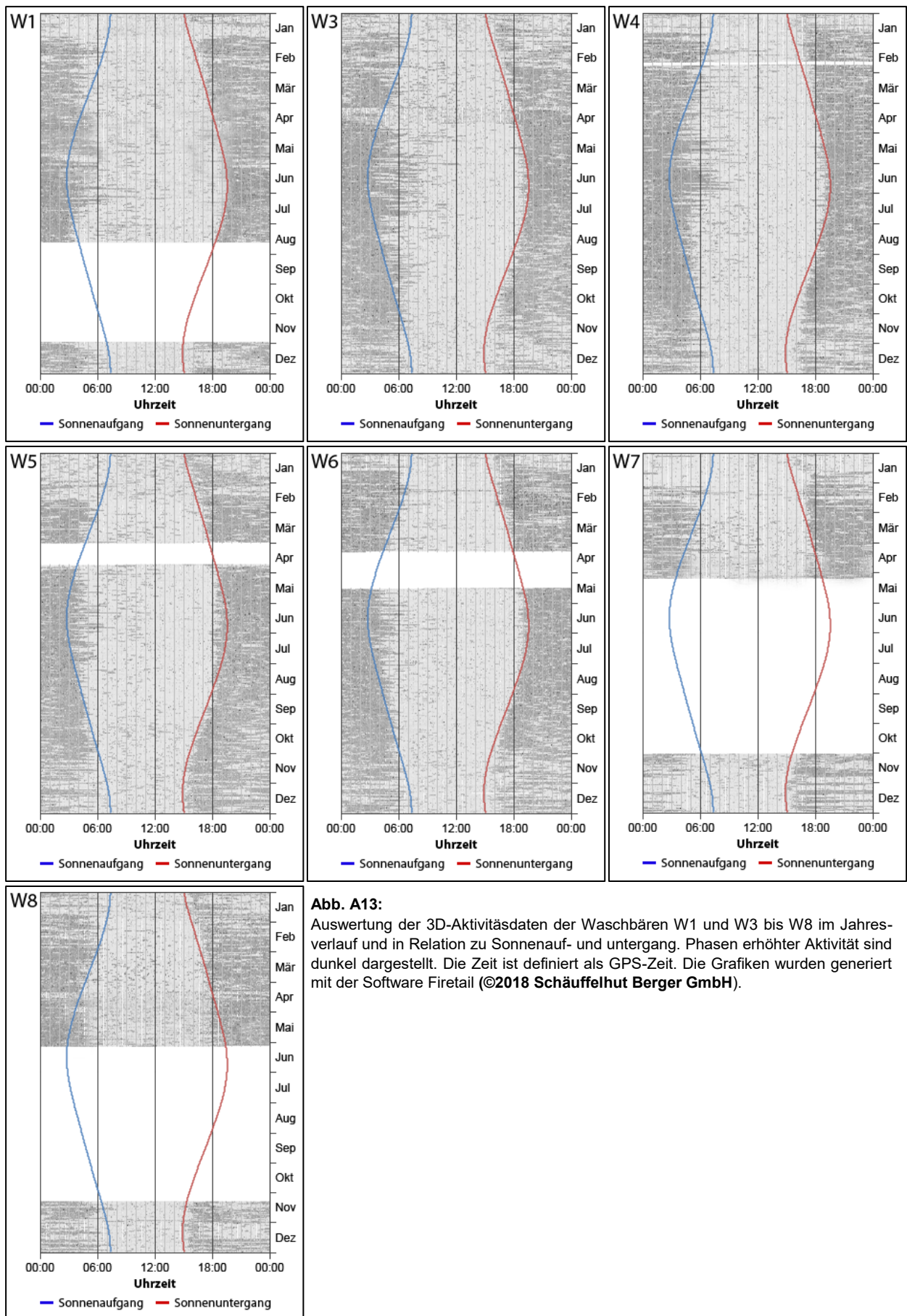


Abb. A12: Zurückgelegte Distanzen der besenderten Waschbären in Relation zu Sonnenaufgang, Sonnenuntergang und Lufttemperatur. Die Zeiten sind definiert als MEZ (November, Dezember, Januar, Februar, März) bzw. MESZ (April, Mai, Juni, Juli, August, September, Oktober). Der Übersichtlichkeithalber wurde die Zeitumstellung im März und im Oktober erst zu Beginn des jeweils folgenden Monats berücksichtigt.



Rotfuchse

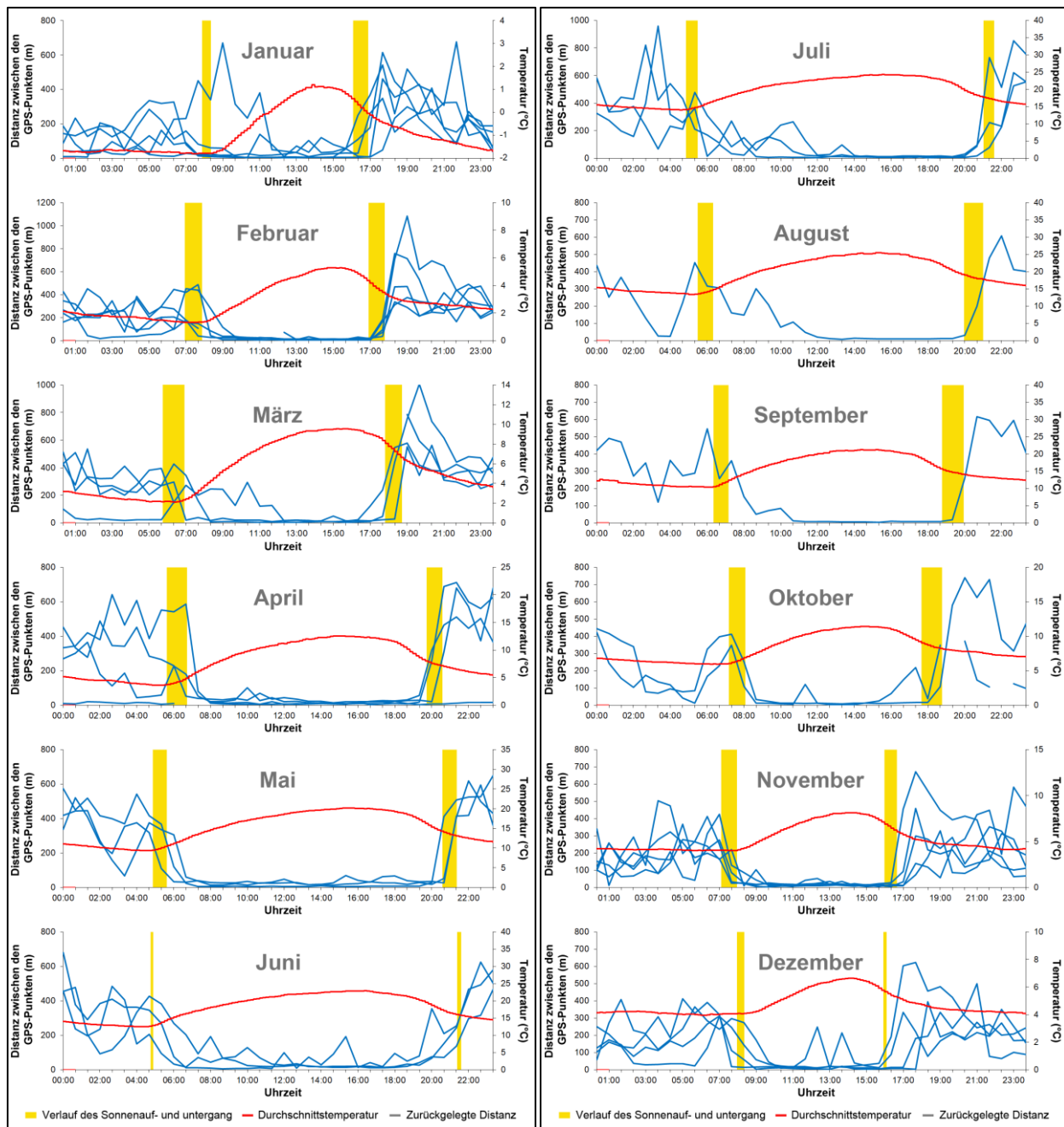
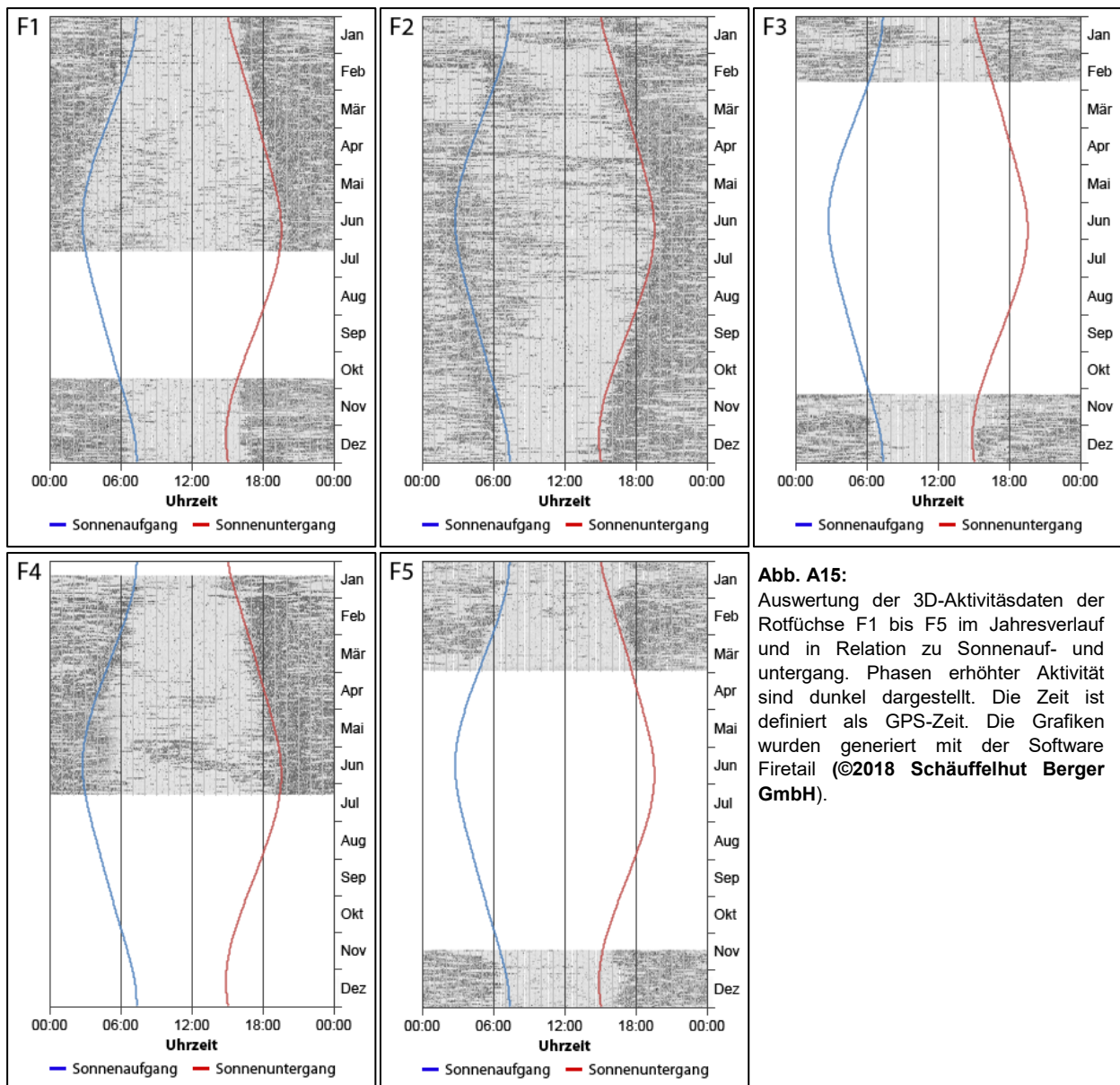


Abb. A14: Zurückgelegte Distanzen der besenderten Rotfuchse in Relation zu Sonnenaufgang, Sonnenuntergang und Lufttemperatur. Die Zeiten sind definiert als MEZ (November, Dezember, Januar, Februar, März) bzw. MESZ (April, Mai, Juni, Juli, August, September, Oktober). Der Übersichtlichkeit halber wurde die Zeitumstellung im März und im Oktober erst zu Beginn des jeweils folgenden Monats berücksichtigt.

**Abb. A15:**

Auswertung der 3D-Aktivitätsdaten der Rotfüchse F1 bis F5 im Jahresverlauf und in Relation zu Sonnenauf- und untergang. Phasen erhöhter Aktivität sind dunkel dargestellt. Die Zeit ist definiert als GPS-Zeit. Die Grafiken wurden generiert mit der Software Firetail (©2018 Schäffelhut Berger GmbH).

I. Signifikanzwerte

Tab. A2: Relation von Aktivität und Sonnenaufgang, Sonnenuntergang und Lufttemperatur
(signifikante Werte sind rot hervorgehoben)

Monat	Sonnenaufgang		Sonnenuntergang		Temperatur	
Testwert	p (gepaarter Wilcoxon-Test)		p (gepaarter Wilcoxon-Test)		p (Spearman's Rangkorrelationskoeffizient)	
	Waschbär	Rotfuchs	Waschbär	Rotfuchs	Waschbär	Rotfuchs
Januar	p= 0,358 V= 68	p= 0,432 V= 36	p= 0,058 V= 22	p= 0,020 V= 5	p= 0,0018 rho= -0,508	p= 0,20 rho= -0,218
Februar	p= 8,55E-04 V= 101	p= 0,078 V= 31	p= 2,44E-04 V= 0	p= 0,002 V= 0	p= 2,67E-05 rho= -0,651	p= 0,0041 rho= -0,471
März	p= 1,22E-04 V= 105	p= 1 V= 11	p= 1,22E-04 V= 0	p= 0,031 V= 0	p= 4,38E-06 rho= -0,699	p= 6,19E-04 rho= -0,550
April	p= 1,22E-04 V= 105	p= 0,078 V= 25	p= 0,013 V= 14	p= 0,016 V= 1	p= 1,71E-06 rho= -0,724	p= 1,74E-07 rho= -0,810
Mai	p= 4,88E-04 V= 78	p= 0,063 V= 20	p= 4,88E-04 V= 0	p= 0,031 V= 0	p= 3,00E-07 rho= -0,788	p= 4,73E-07 rho= -0,768
Juni	p= 0,003 V= 74	p= 0,063 V= 20	p= 0,005 V= 5	p= 0,031 V= 0	p= 2,20E-16 rho= -0,869	p= 2,29E-08 rho= -0,855
Juli	p= 9,77E-04 V= 77	p= 0,094 V= 19	p= 4,88E-04 V= 0	p= 0,031 V= 0	p= 2,20E-16 rho= -0,905	p= 2,20E-16 rho= -0,874
August	p= 4,88E-04 V= 78		p= 4,88E-04 V= 0		p= 2,18E-08 rho= -0,855	p= 5,14E-06 rho= -0,695
September	p= 0,008 V= 36		p= 0,008 V= 0		p= 2,20E-16 rho= -0,941	p= 1,95E-07 rho= -0,806
Oktober	p= 0,008 V= 36	p= 0,125 V= 10	p= 0,008 V= 0		p= 9,48E-08 rho= -0,830	p= 2,42E-04 rho= -0,584
November	p= 2,44E-04 V= 91	p= 0,008 V= 36	p= 0,091 V= 25	p= 0,016 V= 1	p= 4,53E-05 rho= -0,636	p= 5,70E-05 rho= -0,630
Dezember	p= 0,005 V= 120	p= 0,023 V= 34	p= 0,980 V= 67	p= 0,008 V= 0	p= 1,36E-05 rho= -0,669	p= 1,67E-04 rho= -0,596

J. Aktionsräume der Untersuchungstiere

Waschbären

Waschbär 1 (w)

Zeitraum: 267 Tage

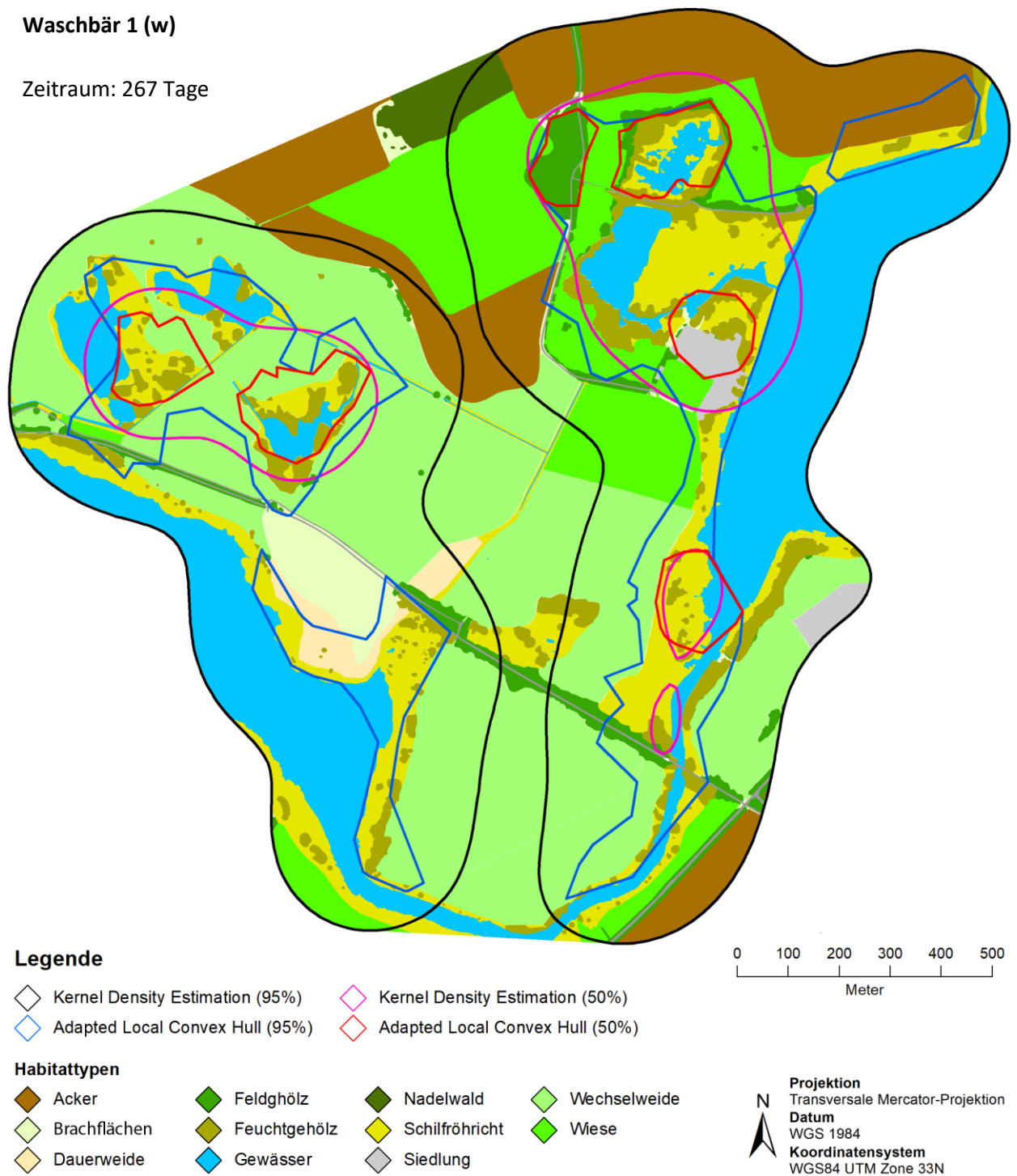
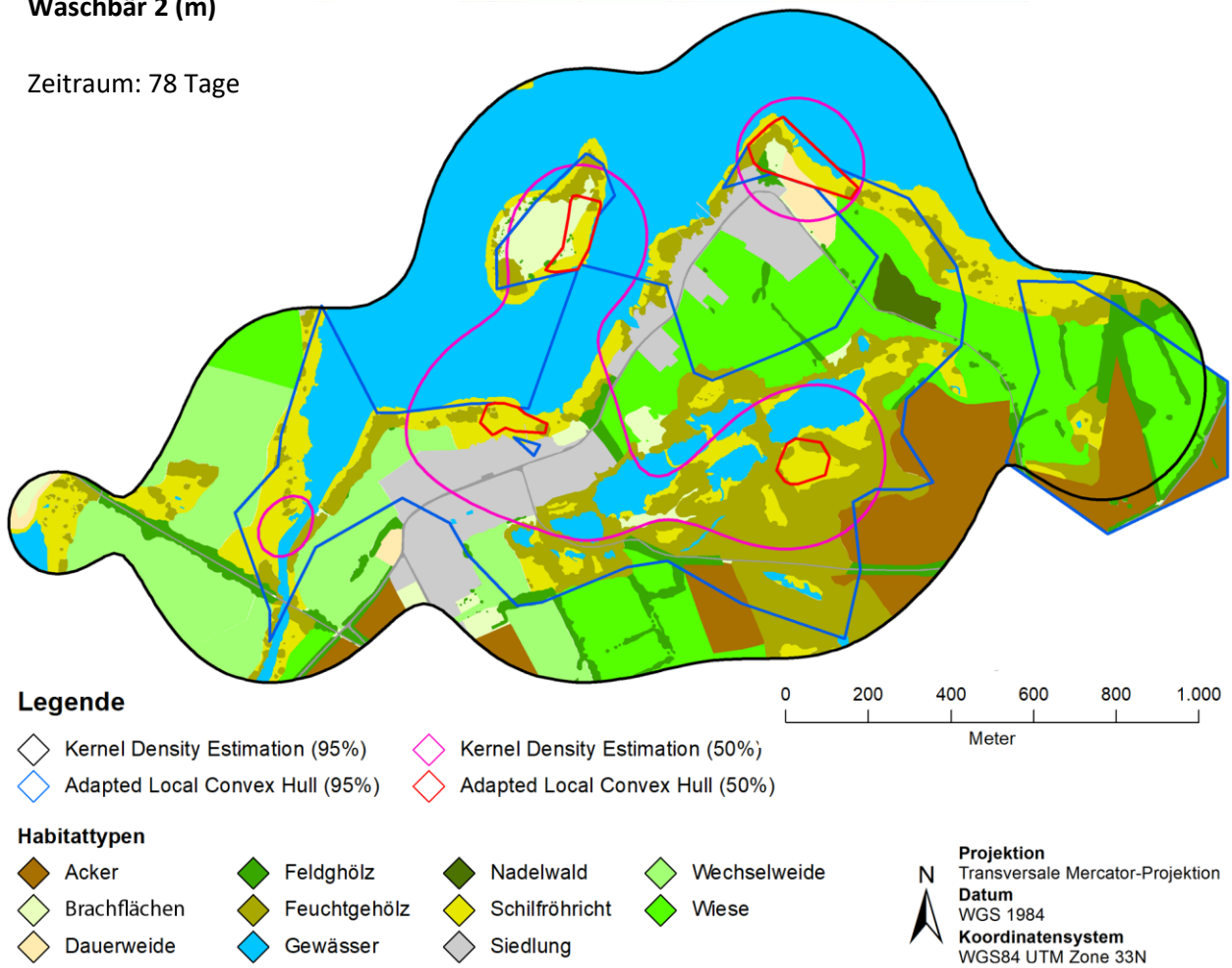


Abb. A16: Aktionsräume des Waschbären Wb1

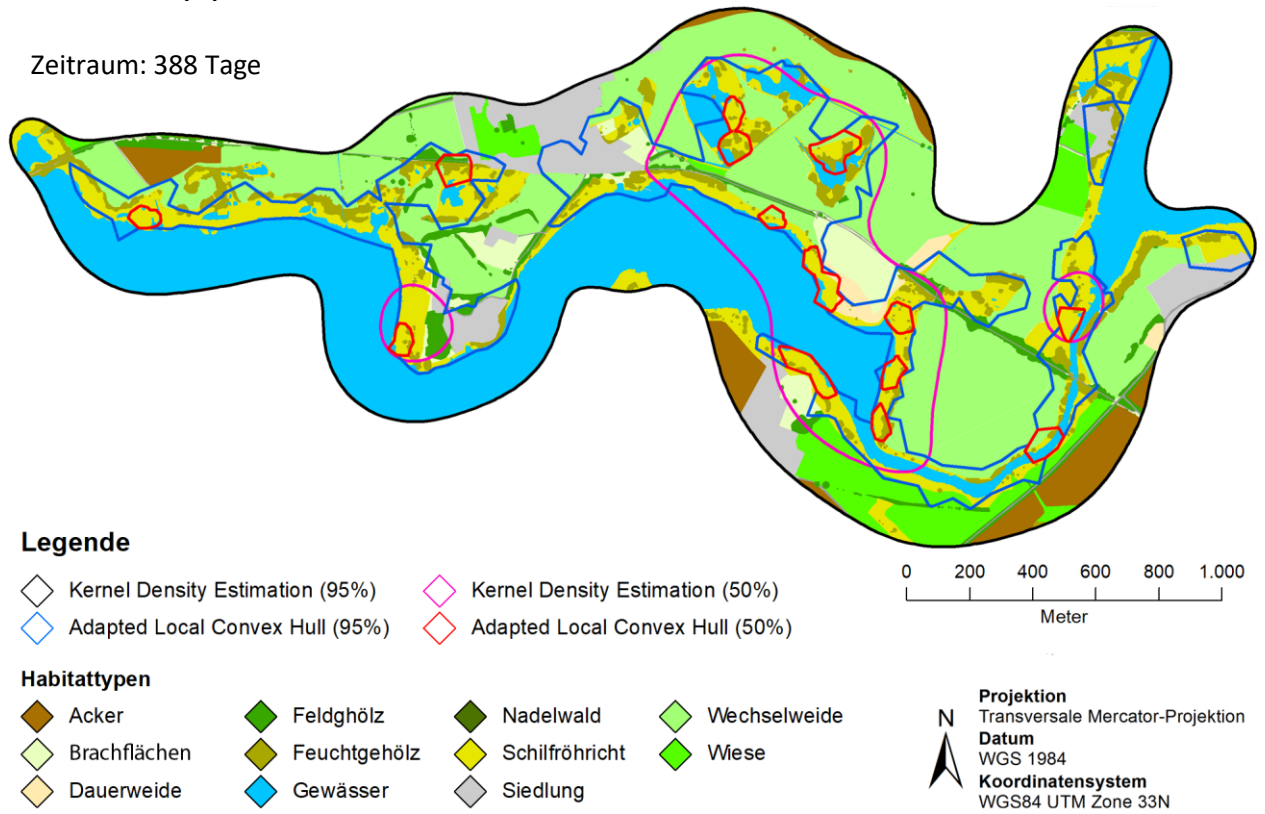
Waschbär 2 (m)

Zeitraum: 78 Tage

**Abb. A17:** Aktionsräume des Waschbären Wb2

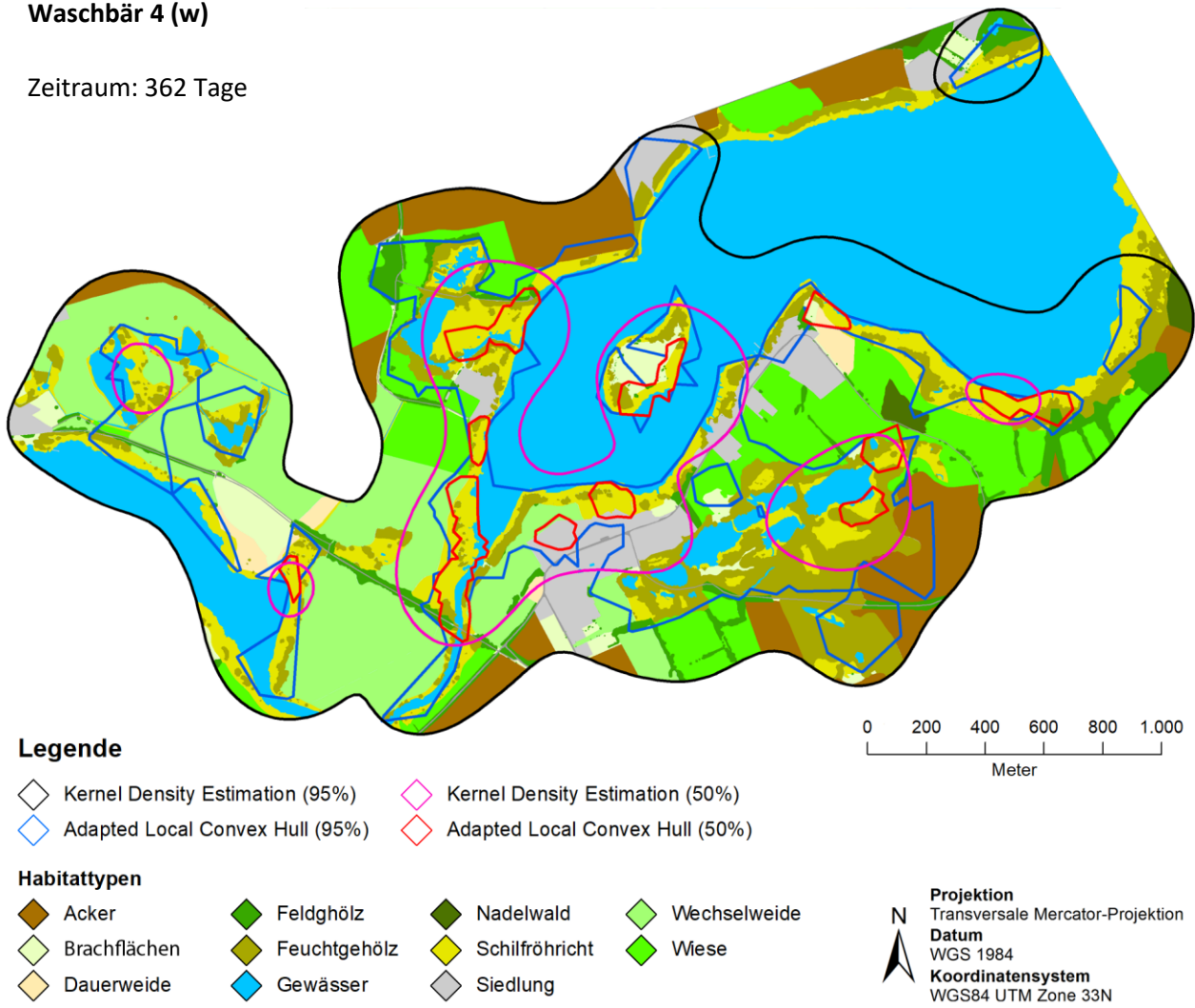
Waschbär 3 (w)

Zeitraum: 388 Tage

**Abb. A18:** Aktionsräume des Waschbären Wb3

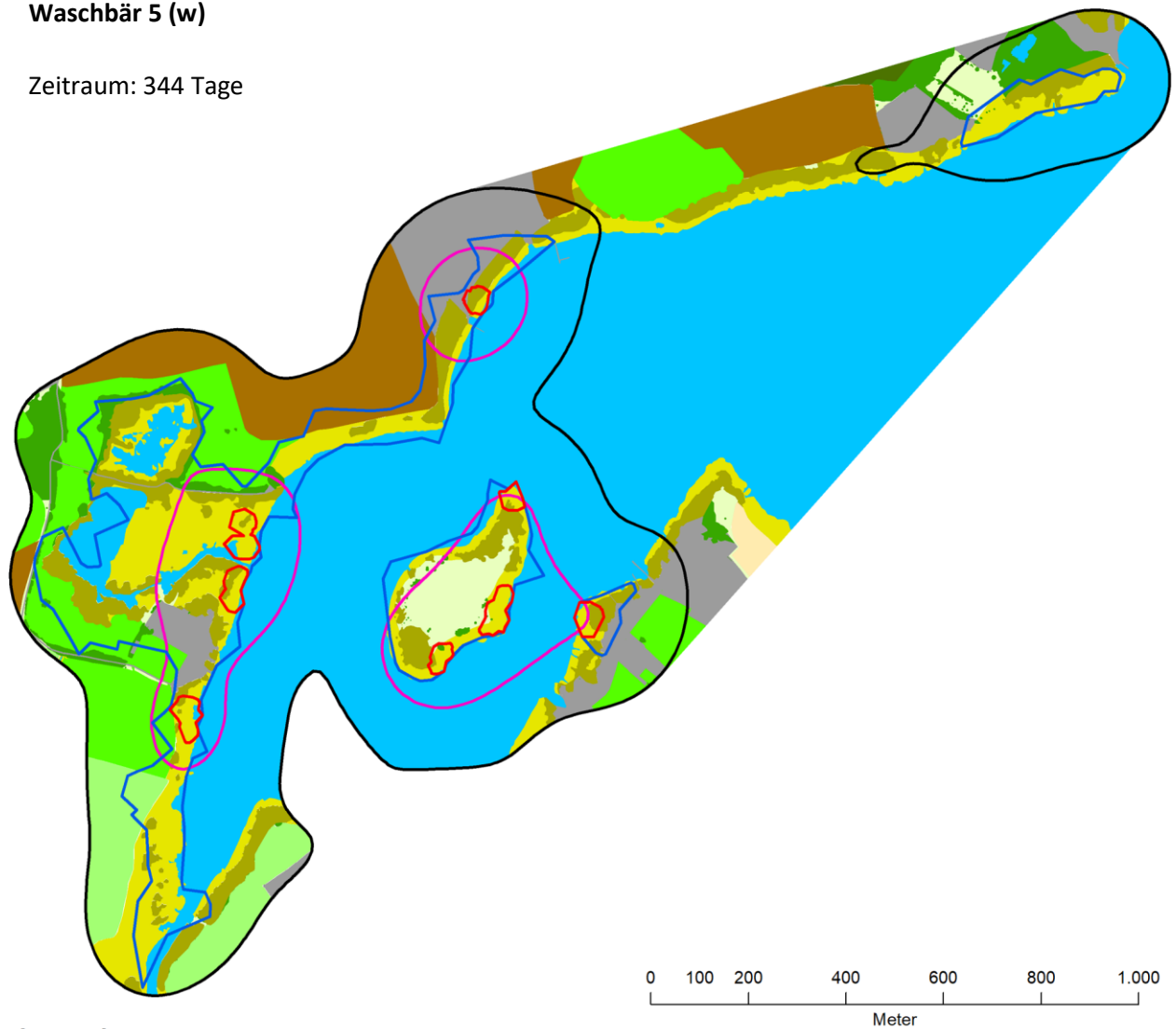
Waschbär 4 (w)

Zeitraum: 362 Tage

**Abb. A19:** Aktionsräume des Waschbären Wb4

Waschbär 5 (w)

Zeitraum: 344 Tage

**Legende**

- ◇ Kernel Density Estimation (95%)
- ◇ Kernel Density Estimation (50%)
- ◇ Adapted Local Convex Hull (95%)
- ◇ Adapted Local Convex Hull (50%)

Habitattypen

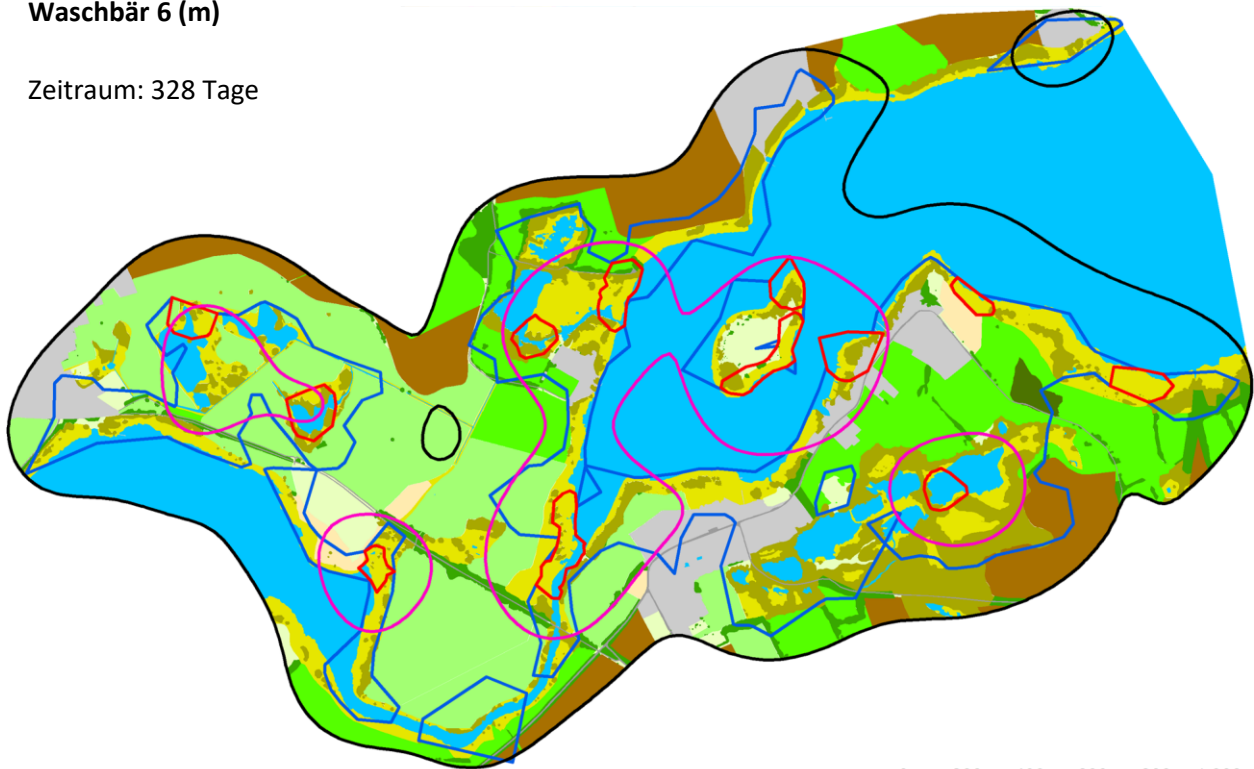
- | | | | |
|----------------|----------------|------------------|----------------|
| ■ Acker | ■ Feldghölz | ■ Nadelwald | ■ Wechselweide |
| ■ Brachflächen | ■ Feuchtgehölz | ■ Schilfröhricht | ■ Wiese |
| ■ Dauerweide | ■ Gewässer | ■ Siedlung | |

Projektion
Transversale Mercator-Projektion
Datum
WGS 1984
Koordinatensystem
WGS84 UTM Zone 33N

Abb. A20: Aktionsräume des Waschbären W5

Waschbär 6 (m)

Zeitraum: 328 Tage

**Legende**

- ◇ Kernel Density Estimation (95%) ◇ Kernel Density Estimation (50%)
 ◇ Adapted Local Convex Hull (95%) ◇ Adapted Local Convex Hull (50%)

Habitattypen

- | | | | |
|----------------|----------------|------------------|----------------|
| ■ Acker | ■ Feldghölz | ■ Nadelwald | ■ Wechselweide |
| ■ Brachflächen | ■ Feuchtgehölz | ■ Schilfröhricht | ■ Wiese |
| ■ Dauerweide | ■ Gewässer | ■ Siedlung | |

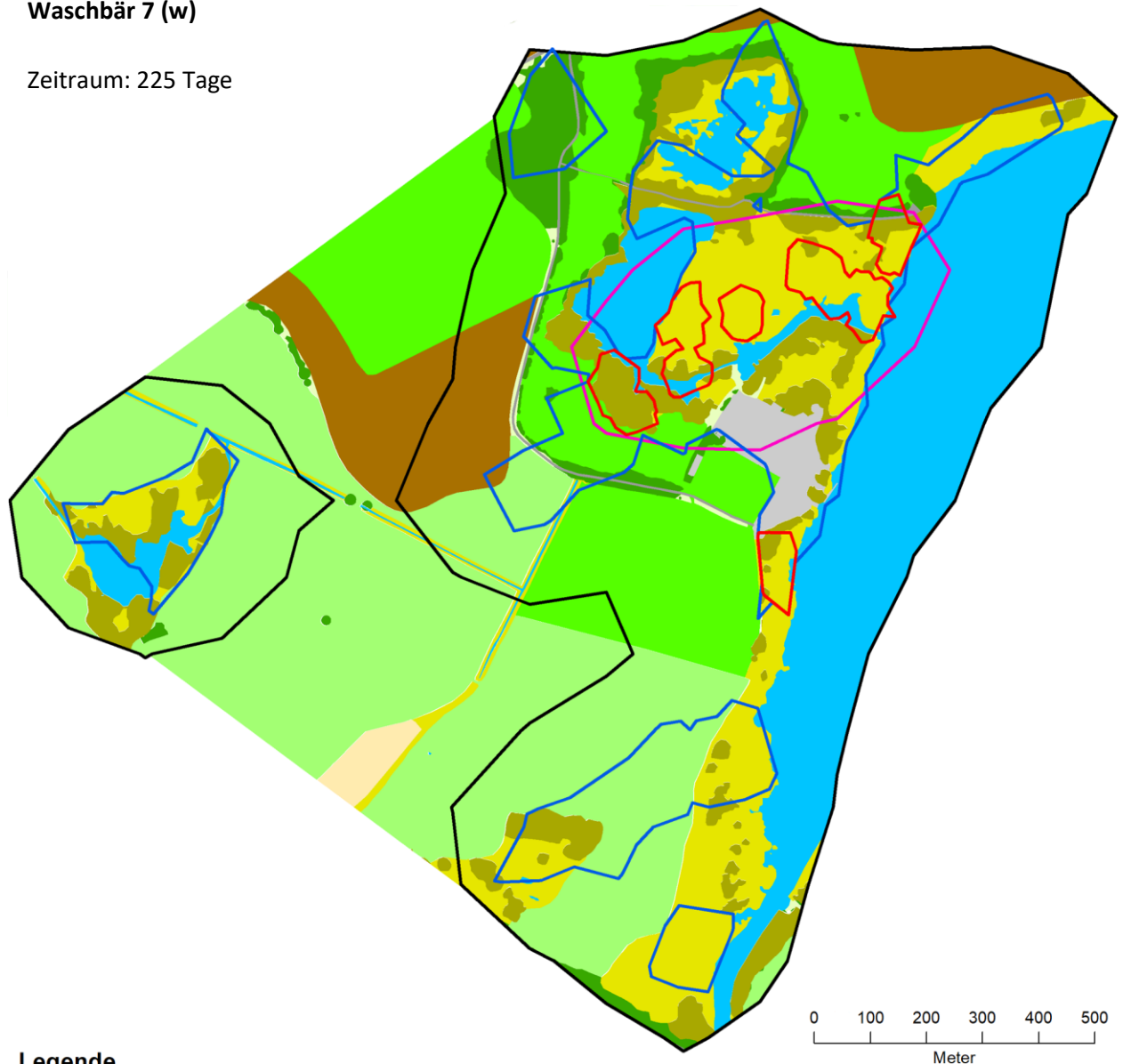
0 200 400 600 800 1.000
Meter

Projektion
 Transversale Mercator-Projektion
Datum
 WGS 1984
Koordinatensystem
 WGS84 UTM Zone 33N

Abb. A21: Aktionsräume des Waschbären W6

Waschbär 7 (w)

Zeitraum: 225 Tage

**Legende**

- | | |
|---------------------------------|---------------------------------|
| Kernel Density Estimation (95%) | Kernel Density Estimation (50%) |
| Adapted Local Convex Hull (95%) | Adapted Local Convex Hull (50%) |

Habitattypen

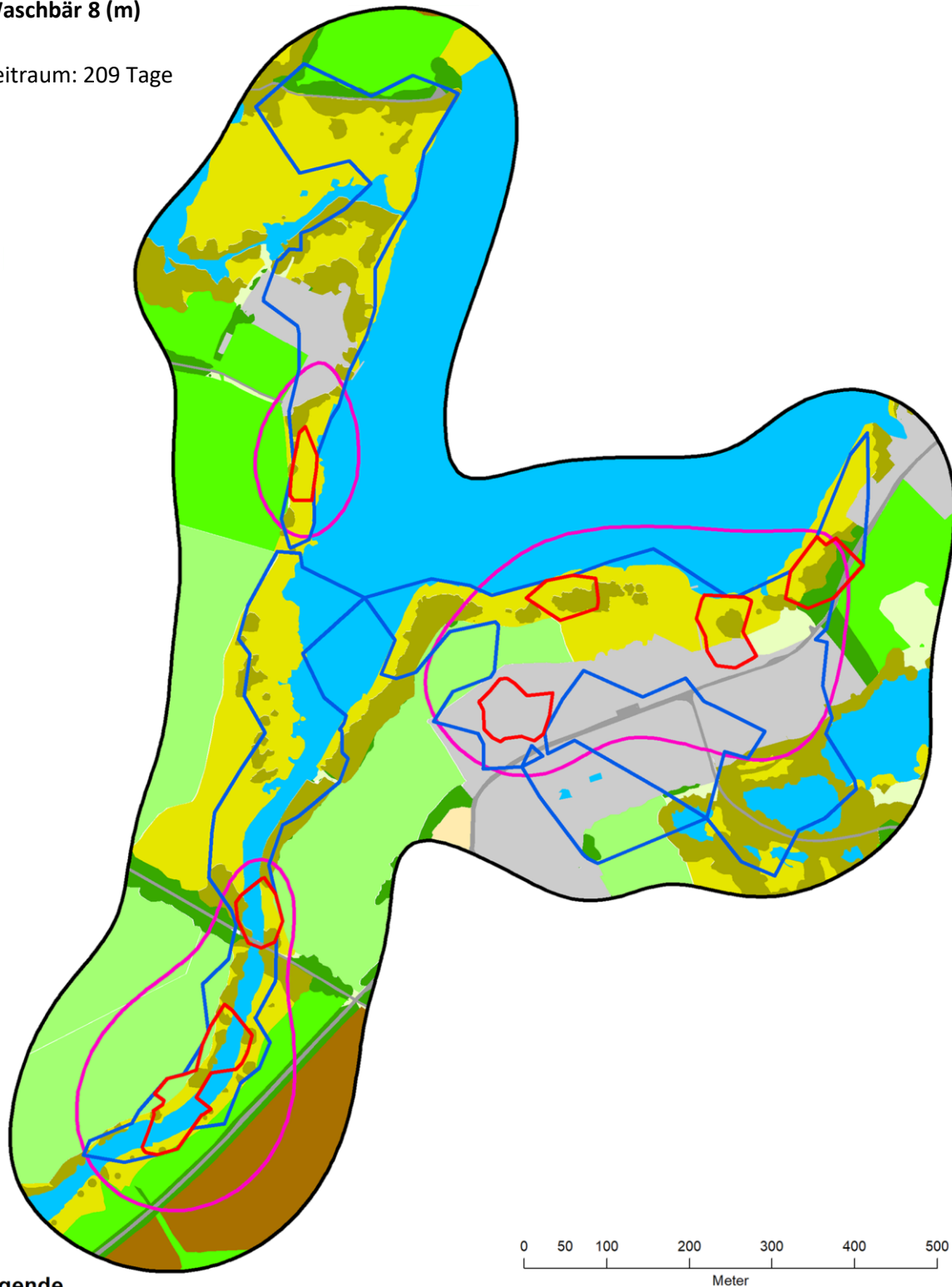
- | | | | |
|--------------|--------------|----------------|--------------|
| Acker | Feldgholz | Nadelwald | Wechselweide |
| Brachflächen | Feuchtgehölz | Schilfröhricht | Wiese |
| Dauerweide | Gewässer | Siedlung | |

Projektion
Transversale Mercator-Projektion
Datum
WGS 1984
Koordinatensystem
WGS84 UTM Zone 33N

Abb. A22: Aktionsräume des Waschbären W7

Waschbär 8 (m)

Zeitraum: 209 Tage

**Legende**

- | | |
|---------------------------------|---------------------------------|
| Kernel Density Estimation (95%) | Kernel Density Estimation (50%) |
| Adapted Local Convex Hull (95%) | Adapted Local Convex Hull (50%) |

Habitattypen

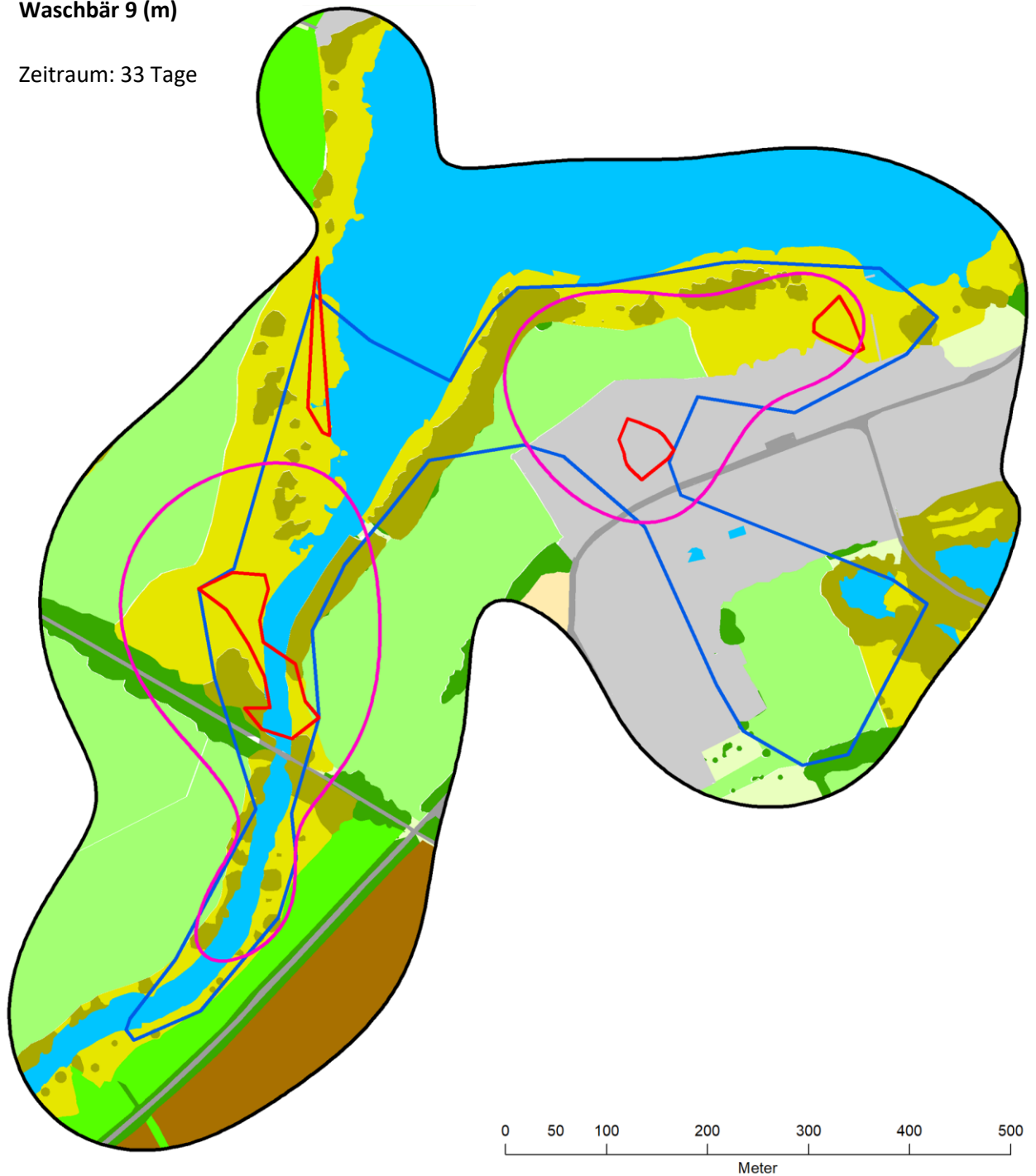
- | | | | |
|--------------|--------------|----------------|--------------|
| Acker | Feldghölz | Nadelwald | Wechselweide |
| Brachflächen | Feuchtgehölz | Schilfröhricht | Wiese |
| Dauerweide | Gewässer | Siedlung | |

Projektion
Transversale Mercator-Projektion
Datum
WGS 1984
Koordinatensystem
WGS84 UTM Zone 33N

Abb. A23: Aktionsräume des Waschbären W8

Waschbär 9 (m)

Zeitraum: 33 Tage

**Legende**

- | | |
|---------------------------------|---------------------------------|
| Kernel Density Estimation (95%) | Kernel Density Estimation (50%) |
| Adapted Local Convex Hull (95%) | Adapted Local Convex Hull (50%) |

Habitattypen

- | | | | |
|--------------|--------------|----------------|--------------|
| Acker | Feldghölz | Nadelwald | Wechselweide |
| Brachflächen | Feuchtgehölz | Schilfröhricht | Wiese |
| Dauerweide | Gewässer | Siedlung | |

Projektion
Transversale Mercator-Projektion
Datum
WGS 1984
Koordinatensystem
WGS84 UTM Zone 33N

Abb. A24: Aktionsräume des Waschbären W9

Rotfuchse

Rotfuchs 1 (w)

Zeitraum: 263 Tage



Legende

- Kernel Density Estimation (95%)
- Kernel Density Estimation (50%)
- Adapted Local Convex Hull (95%)
- Adapted Local Convex Hull (50%)

Habitattypen

- | | | | |
|---|---|--|--|
| Acker | Dauerweide | Laubwald | Siedlung |
| Aufforstung | Feldghölz | Mischwald | Wechselweide |
| Brachfläche | Feuchtgehölz | Nadelwald | Wiese |
| Bruchwald | Gewässer | Schilfröhricht | |

Projektion
 Transversale Mercator-Projektion
Datum
 WGS 1984
Koordinatensystem
 WGS84 UTM Zone 33N

Abb. A25: Aktionsräume des Rotfuchses Rf1

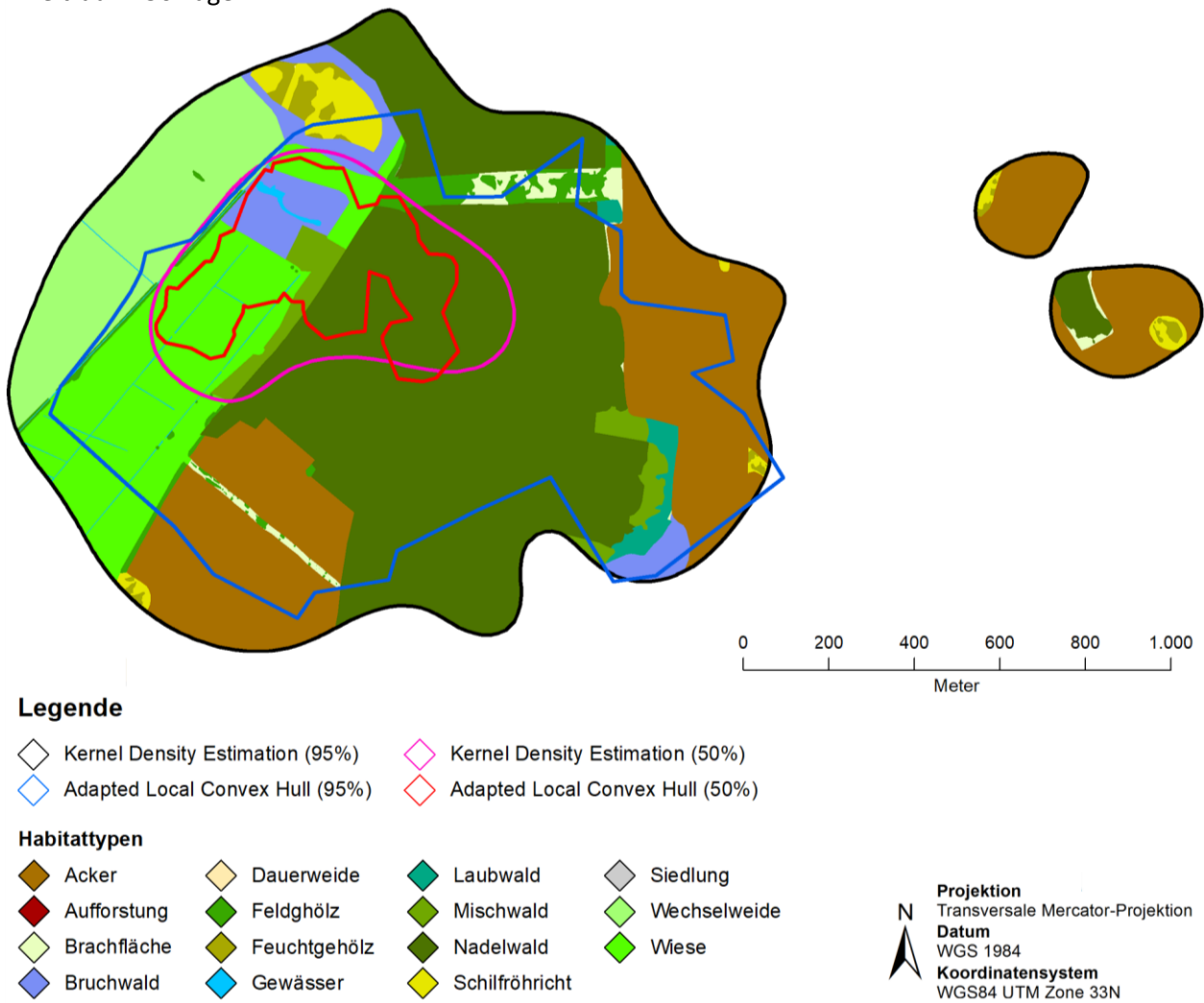
Rotfuchs 2 (m)

Zeitraum: 429 Tage

**Abb. A26:** Aktionsräume des Rotfuchses RF2

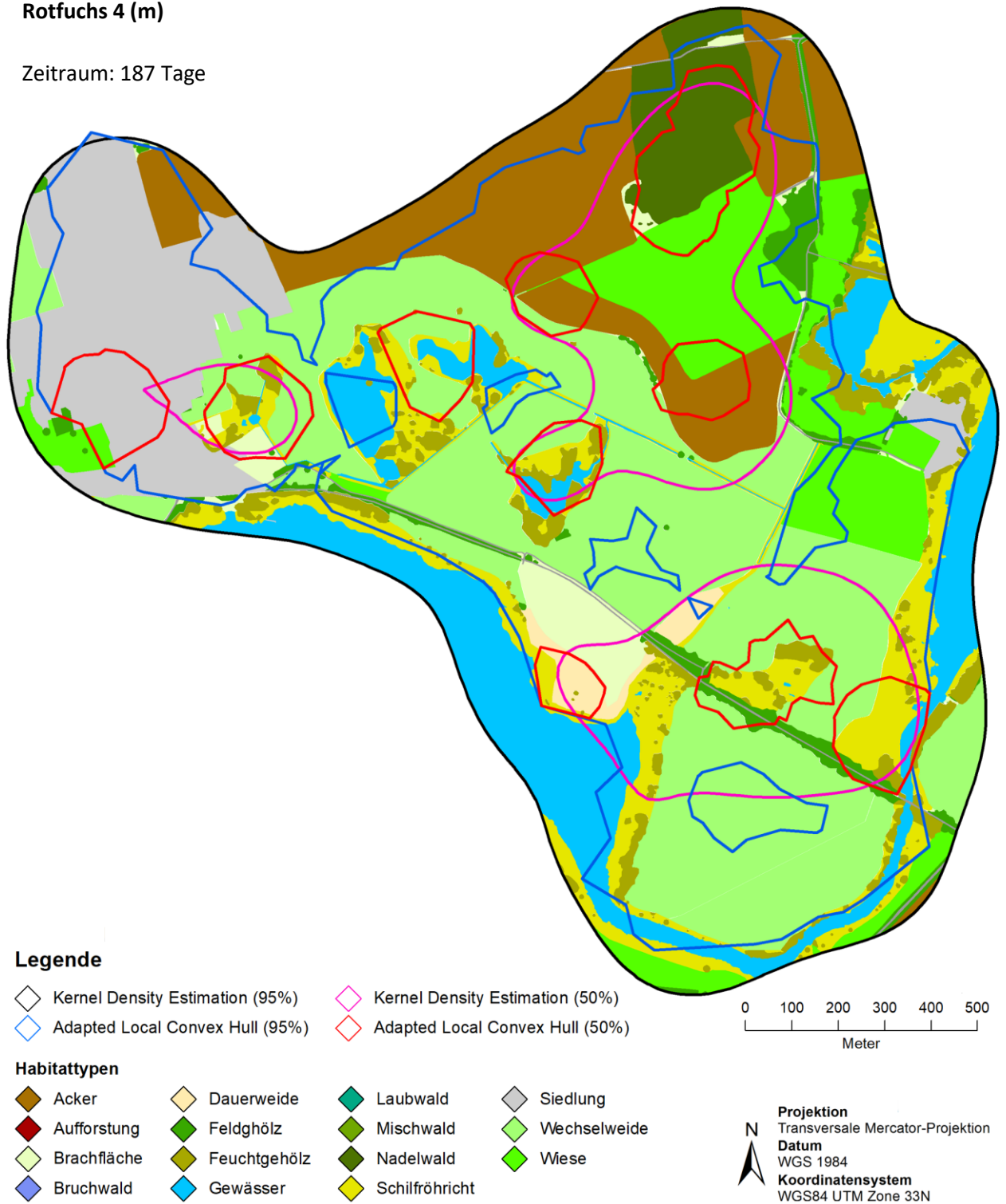
Rotfuchs 3 (w)

Zeitraum: 56 Tage

**Abb. A27:** Aktionsräume des Rotfuchses F3

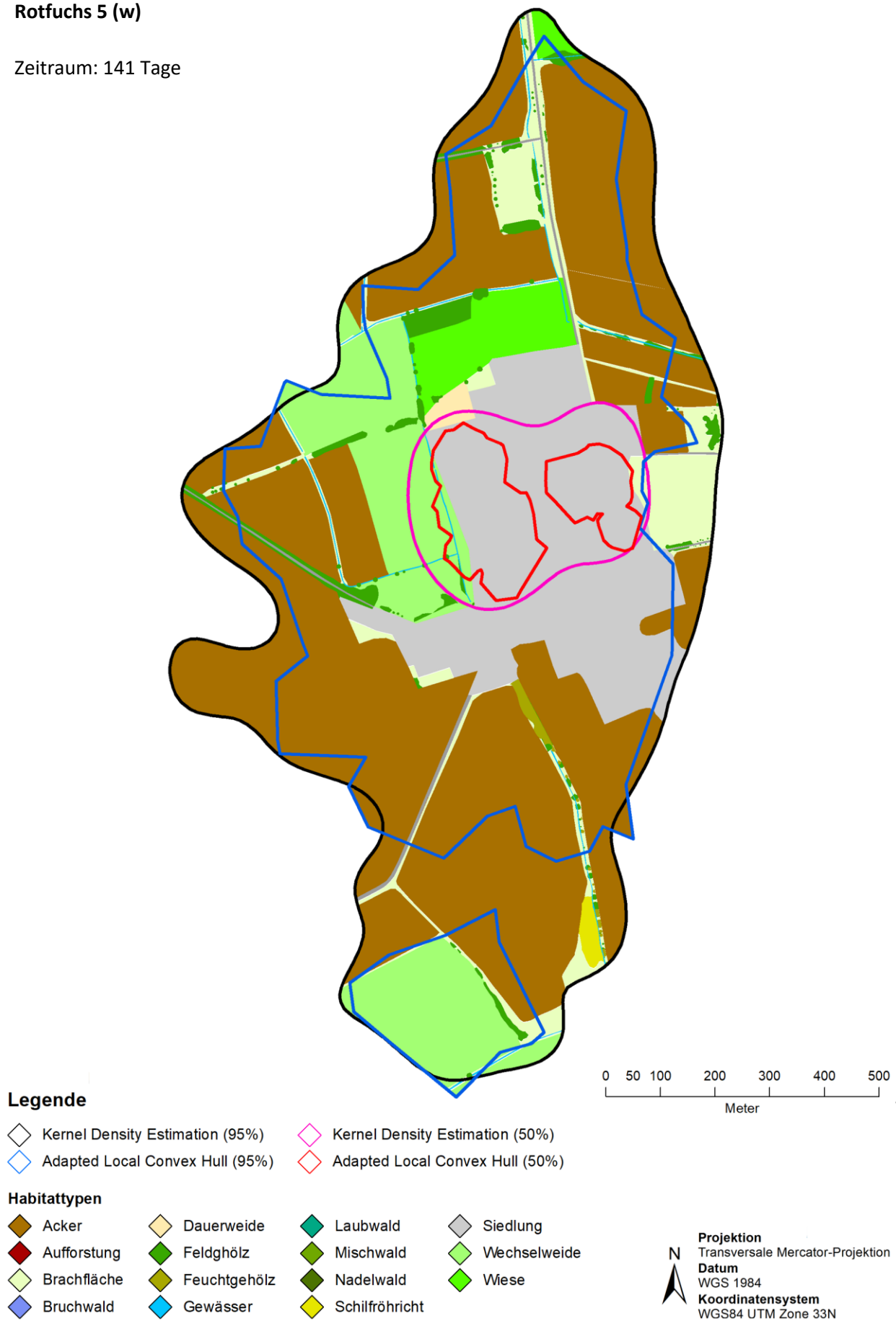
Rotfuchs 4 (m)

Zeitraum: 187 Tage

**Abb. A28:** Aktionsräume des Rotfuchses RF4

Rotfuchs 5 (w)

Zeitraum: 141 Tage

**Abb. A29:** Aktionsräume des Rotfuchses F5

K. Bilder der einzelnen Nahrungskomponenten



Abb. A30:
Makroskopische Komponenten der einzelnen Nahrungskategorien in den Lösungen der Waschbären und Rotfuchse: Gliederfüßer (o.l.), Weichtiere (o.r.), Früchte und Samen (m.l.), Krebse und „Fische“ (m.r.), Kleinsäuger (u.l.) und „Reptilien“ (u.r.).

L. Ergebnisse der Lösungsanalysen

Tab. 17: Auftretensfrequenzen (AF) und Biomasseanteile (%BM) der Waschbären und Rotfüchse im Überblick

Kategorie	Waschbär (n= 60)				Rotfuchs (n= 45)			
	AF		BM		AF		BM	
	n	AF	g	BM [%]	n	AF	g	BM [%]
Wirbeltiere	40	66,7	1185,27	22,41	40	88,89	5458,26	80,23
Wirbellose	51	85	1470,67	27,81	25	55,56	21,51	0,32
Pflanzen	32	53,3	2632,57	49,78	21	46,67	1323,17	19,45
große Säugetiere	-	-	-	-	21	46,67	4610,37	67,75
Feldhase	-	-	-	-	5	11,11	1464,14	21,52
Wildschwein	-	-	-	-	6	13,33	1114,91	16,38
Reh	-	-	-	-	4	8,89	825,30	12,13
Kleinsäuger	8	13,33	342,83	6,48	19	42,22	712,30	10,47
Vögel	20	33,33	455,30	8,61	11	24,44	127,46	1,87
„Reptilien“	3	5,00	132,87	2,51	-	-	-	-
Amphibien	-	-	-	-	-	-	-	-
„Fische“	12	20,00	101,60	1,92	-	-	-	-
Unbek. Wirbeltiere	8	13,33	152,68	2,89	2	4,44	8,13	0,12
Gliederfüßer	46	76,67	80,85	1,53	23	51,11	10,12	0,15
Mollusken	37	61,67	1161,55	21,96	5	11,11	11,39	0,17
Krebse	7	11,67	228,27	4,32	-	-	-	-
Baumfrüchte	20	33,33	2296,50	43,42	12	26,67	1296,16	19,05
Kirsche	12	20,00	2105,97	39,82	4	11,11	519,03	7,63
Pflaume	2	3,33	100,14	1,89	9	20,00	777,13	11,42
Hagebutte	5	8,33	207,70	3,93	-	-	-	-
Nuss	4	6,67	39,12	0,74	-	-	-	-
Getreide	7	11,67	55,16	1,04	5	11,11	5,46	0,08
Klatschmohn	1	1,67	56,44	1,07	-	-	-	-
Beeren / Samen	14	23,33	336,07	6,35	12	26,67	27,02	0,40

Danksagung

Diese Arbeit hätte nicht in dieser Form zustande kommen können, ohne die Unterstützung einer Reihe von Personen, bei denen ich mich an dieser Stelle ganz herzlich bedanken möchte:

Als erstes möchte ich mich ganz herzlich bei meinem Betreuer, Herrn Prof. Dr. Ulrich Zeller vom Fachgebiet Spezielle Zoologie der Humboldt-Universität zu Berlin für die Ermöglichung dieser tollen Studie und für die umfassende Betreuung, die vielen Anregungen und die gemeinsame Entwicklung des Projektes bedanken.

Für die freundliche Übernahme der Gutachtertätigkeit bedanke ich mich außerdem auch herzlich bei Frau PD Dr. Heide Hoffmann und Herrn Prof. Dr. Niko Balkenhol.

Besonderer Dank gebührt der Zwillenberg-Tietz Stiftung für die finanzielle Förderung des Projektes und meines Stipendiums sowie für die Bereitstellung verschiedenster Materialien und die Unterbringung in der Forschungsstation Linde im Havelland während der Freilandarbeit. Insbesondere bedanke ich mich hierbei bei Frau Machla Pistreich und Frau Monika Voigt-Kammer. Herrn Dr. Marcus Wicke von der Forschungsstation Linde danke ich für die umfangreiche Unterstützung vor Ort, für zahlreiche Tipps und Anregungen während der Feldarbeit und für die schöne Zeit in Linde. Danke hier auch an Daniela Wicke.

Großer Dank geht an Herrn Dr. Thomas Göttert für die zahlreichen Anregungen und Tipps sowie für die vielen konstruktiven Gespräche während der vergangenen vier Jahre. Auch bedanke ich mich bei Frau Dr. Nicole Starik und Herrn M.Sc. Thomas Rottstock für die vielen Ratschläge und Gespräche sowie bei Angelika Behrendt für die bürokratische Unterstützung am Fachgebiet. An dieser Stelle bedanke ich mich auch bei allen anderen Mitgliedern des Fachgebietes Spezielle Zoologie für die tolle und unvergessliche Zeit!

Ganz herzlich bedanke ich mich außerdem auch bei Herrn Dr. Torsten Langgemach von der Staatlichen Vogelschutzwarte Buckow für die vielen hilfreichen Anregungen.

Ohne die umfangreiche Betretungs- und Forschungserlaubnis im Untersuchungsgebiet hätte diese Studie nicht stattfinden können. Für die große Toleranz und die tolle Mitarbeit bedanke ich mich ganz herzlich bei allen involvierten Jägern, Landwirten und Fischern. Hier bedanke ich mich ganz besonders bei Herrn Peter Bengsch (Jagdausübungsberechtigter Gortz) und Herrn Richard Falke (Gortzer Agrargenossenschaft). Besonderer Dank geht auch an die Jäger Sven Jurischka, Dirk Wagener (Gortz), Otto Schröder (Butzow), Roland Mattes (Ketzür), Hubertus Kühne (Bagow) und Martin Hasselbach (Linde). Auch bedanke ich mich bei den Anwohnern der Feriensiedlung am Oberen Beetzsee für die vielen hilfreichen Gespräche während der Freilandarbeiten. Bedanken möchte ich mich dabei auch speziell bei Herrn Dr. Gossmann für die Kamerafallenbilder des besenderten Rotfuchses sowie bei Frau Christine Behrens für die vielen weiteren Fotos ebendiesen. Herrn Dr. Gregor Rom danke ich für die Aufnahme der Drohnenbilder.

Außerdem bedanke ich mich bei Frau Dr. Katrin Seidel für die tierärztliche Betreuung der Arbeit sowie bei Frau Dr. Monika Reißmann für die Hilfe bei der Bearbeitung der Tierversuchsanträge.

Für die entsprechenden Tierversuchsgenehmigungen bedanke ich mich beim Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (LUGV) sowie der Unteren Jagdbehörde des Landkreises Potsdam-Mittelmark.

Großer Dank geht auch an die Arbeitsgemeinschaft Bäumler des Instituts für Transfusionsmedizin an der Charité für den Zugang zu den Kühlgeräten um die Losungsproben auf -80°C abzukühlen.

Zu guter Letzt bedanke ich mich bei allen anderen Menschen, die mir während den verschiedenen Phasen dieser Arbeit mit Ratschlägen und konstruktiven Gesprächen zur Seite standen. Großer Dank geht hier an: Jonas Geschke, Jonas Strobel, Oscar Mbango, Katrin Mayer, Sebastian Wolf, Tobias Schaffeld, Sophie Schwarzmaier, Suat Coskun, Kerstin Henne, Gabriela Schanz und Dominique Werner.

Abschließend gebührt mein größter Dank meinen Eltern, für das große Interesse welches sie an meiner Arbeit zeigen und für die tolle Unterstützung in allen Phasen dieser Arbeit und in allen anderen Bereichen. Ganz besonderer Dank gilt meinem Vater, der mich mehr als nur einmal im Feld tatkräftig unterstützt hat.

Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertation mit dem Titel „Untersuchungen zum Raumnutzungsverhalten und zur Nahrungsökologie ausgewählter Raubsäugerarten im brandenburgischen Vogelschutzgebiet ‚Mittlere Havelniederung‘ mit besonderem Blick auf am Boden brütende Vogelarten“ selbständig verfasst und dabei ausschließlich die von mir angegebenen Hilfsmittel und Hilfen genutzt habe.

Die vorliegende Dissertation bzw. Teile davon wurden bei keiner anderen wissenschaftlichen Einrichtung für die Promotion, Prüfung oder sonstige Beurteilung eingereicht, angenommen oder abgelehnt.

Teilergebnisse zur Raumnutzung der Raubsäuger und deren Prädationspotential auf Bodenbrüter wurden im European Journal of Wildlife Research veröffentlicht (Fiderer et al. 2019).

Ich versichere, dass ich vorstehende Angaben der Wahrheit entsprechend und vollständig gemacht habe.

Datum

Unterschrift